



PROPOSTA DE ÍNDICE DE AVALIAÇÃO DE ATERROS DE RESÍDUOS DESATIVADOS A PARTIR DO POTENCIAL POLUIDOR DO LIXIVIADO

Júlia Righi de Almeida

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Orientador: Claudio Fernando Mahler

Rio de Janeiro
Setembro de 2017

PROPOSTA DE ÍNDICE DE AVALIAÇÃO DE ATERROS DE RESÍDUOS
DESATIVADOS A PARTIR DO POTENCIAL POLUIDOR DO LIXIVIADO

Júlia Righi de Almeida

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ
COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM
CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL

Examinada por:

Prof. Claudio Fernando Mahler, D.Sc.

Prof. Otto Corrêa Rotunno Filho, Ph.D.

Prof. João Paulo Bassin, D.Sc.

Dr. Luciano Basto Oliveira, D.Sc.

Prof. Otavio Eurico de Aquino Branco, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

SETEMBRO DE 2017

Almeida, Júlia Righi de

Proposta de índice de avaliação de aterros de resíduos desativados a partir do potencial poluidor do lixiviado/ Júlia Righi de Almeida. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2017.

XXI, 190 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Claudio Fernando Mahler

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2017.

Referências Bibliográficas: p. 168-190.

1. Aterros desativados. 2. Potencial Poluidor do Lixiviado. 3. Índice de Avaliação. I. Mahler, Claudio Fernando. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

Dedico este trabalho a pessoa mais especial que já tive a oportunidade de conhecer.

Que sonhou esse sonho comigo, como se fosse seu próprio sonho.

E que, nos momentos de dúvidas e angústias, me fez acreditar que tudo daria certo.

Obrigada, Giovani, por dividir sua vida comigo. E por me ensinar tanto, todos os dias.

AGRADECIMENTOS

Na loteria da vida, tive a sorte de nascer em uma família que me educou através do exemplo. Ter crescido em um ambiente harmonioso com acesso à educação de qualidade, arte, música, literatura e tantos outros privilégios, fizeram-me entender que são as oportunidades concedidas que moldam nossas escolhas. Sou muito grata por tudo que me foi proporcionado, e, entre as maiores alegrias até hoje vividas, destaco o sonho realizado de ser professora universitária e a conclusão desta tese de doutorado. Uma coisa não existiria sem a outra. A experiência e conhecimentos adquiridos na COPPE/UFRJ foram fundamentais para que eu pudesse ingressar na carreira acadêmica, lecionando e participando de pesquisas nesta área que tanto me dedico. Ao mesmo tempo, praticar diariamente o exercício do magistério, vendo o interesse dos alunos no que eu tenho a dizer, encorajou-me e deu-me forças para concluir este trabalho. Acredito na docência e na pesquisa como instrumentos de transformação social. Quem sabe, assim, teremos um país menos desigual e que um dia, todos possam ter acesso às mesmas oportunidades que eu tive.

Ao encerrar esta etapa, gostaria de agradecer às seguintes pessoas:

Ao meu orientador Claudio Mahler, pela paciência e pelo apoio durante o período da tese. Obrigada por compreender minhas escolhas neste percurso e depositar sua confiança no meu trabalho;

Aos professores e ao corpo técnico do laboratório de Geotecnia da COPPE/UFRJ em especial, ao meu grande amigo Luizão. Obrigada pelo suporte nas visitas aos aterros (por mais difícil que fosse o acesso), nas coletas de amostras, nos ensaios de laboratório e tudo mais que eu precisasse. Agradeço também as secretárias Márcia e Alice e ao Raul, pelo apoio e amizade;

Ao setor de Transportes da COPPE, por viabilizar as viagens aos aterros;

A todos os amigos do Laboratório de Geotecnia da COPPE/UFRJ, em especial, Cassiano, Amarildo, Amanda e Renata;

Aos colegas de trabalho, professores da Universidade Federal de Juiz de Fora, por terem me apoiado nessa jornada dupla. De maneira especial deixo registrado meu agradecimento ao professor Marcio Marangon, por todo incentivo desde a graduação. Inspiro-me no seu trabalho e sinto-me orgulhosa de, hoje, dividir o Departamento de Geotecnia com você;

A Université Joseph Fourier, em nome dos professores Daniel Dias e Laurent Oxarango, que me receberam em seu laboratório e despertaram o meu olhar para o tema desta tese.

Aos laboratórios LEMA (Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente) e LaDA (Laboratório de Desenvolvimento Analítico), da UFRJ, que realizaram as análises, essenciais para este trabalho;

A CAPES, pela bolsa concedida;

Às queridas amigas: Yasmim, por ser sempre tão presente e torcer tanto por mim; Erika, minha dupla perfeita na área de resíduos; e Victoria, minha mãe carioca;

A toda minha família, em especial aos meus pais, Tania e Carlos, a quem devo tudo que sou, e a minha irmã Camila, que me ensina a cada dia como a vida pode ser mais simples e leve;

Ao Giovani, a quem dedico esse trabalho.

Por fim, agradeço a todos aqueles, que, de alguma forma, me acompanharam durante esse grande desafio e torceram pelo meu sucesso.

"Dizem que antes de um rio entrar no mar, ele treme de medo. Olha para trás, para toda a jornada que percorreu, para os cumes, as montanhas, para o longo caminho sinuoso que trilhou através de florestas e povoados, e vê à sua frente um oceano tão vasto, que entrar nele nada mais é do que desaparecer para sempre. Mas não há outra maneira. O rio não pode voltar. Ninguém pode voltar. Voltar é impossível na existência. O rio precisa se arriscar e entrar no oceano. E somente quando ele entrar no oceano é que o medo desaparece, porque apenas então o rio saberá que não se trata de desaparecer no oceano, mas de tornar-se oceano."

Osho

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

PROPOSTA DE ÍNDICE DE AVALIAÇÃO DE ATERROS DE RESÍDUOS DESATIVADOS A PARTIR DO POTENCIAL POLUIDOR DO LIXIVIADO

Júlia Righi de Almeida

Setembro/2017

Orientador: Claudio Fernando Mahler

Programa: Engenharia Civil

Após o término de sua atividade, os aterros de resíduos e seu entorno devem continuar sendo monitorados. A principal preocupação é a poluição dos solos bem como das águas subterrâneas e superficiais a partir do lixiviado, colocando em risco a saúde pública. O lixiviado gerado em aterros fechados pode ter igual ou maior potencial de contaminação em comparação com os aterros ativos, mas o período de monitoramento pós-encerramento é ignorado de forma sumária no Brasil, e muitas áreas são abandonadas ao final da operação. Nesta pesquisa, avaliou-se a presença de elementos com potencial poluidor no lixiviado de um aterro desativado, através da caracterização do efluente em pontos no entorno e no próprio aterro durante um longo período de monitoramento. Com o passar dos anos, as concentrações dos metais pesados ficaram abaixo dos valores orientadores, a DBO e a DQO diminuíram, e o pH e o nitrogênio amoniacal aumentaram. A partir do estudo de indicadores de áreas encerradas e de aterros existentes para avaliação do potencial poluidor do lixiviado, verificou-se que os pesos e importância dados a certos parâmetros não são relevantes para aplicação em aterros brasileiros, nos quais a presença de matéria orgânica é elevada. Apresenta-se, neste estudo, uma nova proposta para avaliação de áreas de aterros desativados. Concluiu-se que a análise de apenas 4 parâmetros (pH, DBO, DQO e nitrogênio amoniacal) é suficiente para os tomadores de decisão avaliarem o potencial poluidor do lixiviado, possibilitando melhor alocação de recursos para processos de remediação.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

PROPOSAL FOR EVALUATION INDEX OF CLOSED LANDFILL FROM THE
LEACHATE POLLUTION POTENTIAL

Júlia Righi de Almeida

September/2017

Advisor: Claudio Fernando Mahler

Department: Civil Engineering

Upon completion of their activity, landfills and its surroundings should continue to be monitored. The main concern is the pollution of soils, groundwater and surface water from the leachate, posing a risk to public health. Leachate generated in closed landfills may have equal or greater potential for contamination compared to active landfills, but the post-closure monitoring period is summarily ignored in Brazil, and many areas are abandoned at the end of the operation. In this research, the presence of elements with pollution potential in the leachate of deactivated landfill was evaluated through the characterization of the effluent at points in the surroundings and in the landfill during a long period of monitoring. Over the years, concentrations of heavy metals were below the guiding values, BOD and COD decreased, and pH and ammoniacal nitrogen increased. From the study of indicators of closed areas and existing landfills to assess the leachate's polluting potential, it was verified that the weights and importance given to certain parameters are not relevant for application in Brazilian landfills in which the presence of organic matter is high. This research presents a new proposal for the evaluation of enclosed landfill sites. It was concluded that the analysis of only 4 parameters (pH, BOD, COD and ammoniacal nitrogen) would be enough for the decision makers to evaluate the leachate's polluting potential, allowing a better allocation of resources for remediation processes.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	xii
LISTA DE TABELAS.....	xvii
LISTA DE ABREVIATURAS.....	xix
LISTA DE SÍMBOLOS	xxi
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 MOTIVAÇÃO E RELEVÂNCIA DA PESQUISA	1
1.2 OBJETIVOS	3
1.2.1 <i>Objetivo Geral</i>	3
1.2.2 <i>Objetivos Específicos</i>	3
1.3 ESTRUTURA E ORGANIZAÇÃO	3
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	4
2.1.1 <i>Formas de disposição final</i>	4
2.1.2 <i>Estimativas de custos para implantação de aterros sanitários</i>	7
2.1.3 <i>Panorama Internacional da destinação dos RSU</i>	8
2.1.4 <i>Panorama Brasileiro da destinação dos RSU</i>	16
2.1.5 <i>Panorama da destinação dos RSU no Estado do Rio de Janeiro</i>	18
2.2 ÁREAS CONTAMINADAS.....	23
2.3 GESTÃO DE ATERROS SANITÁRIOS.....	26
2.3.1 <i>Lixiviado de aterros sanitários</i>	27
2.3.2 <i>Encerramento de aterros de RSU e cuidados no pós-fechamento</i>	36
2.4 ÍNDICES DE CONTAMINAÇÃO DE LIXIVIADO, ÁGUAS E SOLO	46
2.4.1 <i>LPI</i>	46
2.4.2 <i>HPI e MI</i>	48
2.4.3 <i>IGEO e PI</i>	49
3 METODOLOGIA	52
3.1 ÁREA DE ESTUDO: MORRO DO CÉU.....	52
3.1.1 <i>Histórico</i>	53
3.1.2 <i>Plano de Encerramento</i>	57
3.1.3 <i>Monitoramento da área - Período e coleta de amostras</i>	59
3.1.4 <i>Parâmetros analisados, metodologia dos ensaios e estudos realizados no local</i> . 65	
3.2 ÍNDICES DE CONTAMINAÇÃO DO LIXIVIADO, ÁGUAS E SOLO.....	69
3.2.1 <i>LPI</i>	69
3.2.2 <i>HPI e MI</i>	74
3.2.3 <i>IGEO e PI</i>	75
3.3 REPRESENTAÇÃO GRÁFICA E ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS	77

4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	79
4.1	COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO.....	79
4.1.1	<i>pH, DBO, DQO, DBO/DQO</i>	79
4.1.2	<i>Nitrogênio Amoniacal</i>	85
4.1.3	<i>Fenóis, cianetos e cloretos</i>	88
4.1.4	<i>Metais pesados</i>	91
4.1.5	<i>Potencial poluidor do lixiviado Morro do Céu (LPI)</i>	103
4.2	TRANSPORTE DO LIXIVIADO E SUA INFLUÊNCIA NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS.....	107
4.2.1	<i>pH, DBO e DQO</i>	108
4.2.2	<i>Oxigênio Dissolvido, Turbidez, Sólidos Suspensos Totais e Sólidos Sedimentáveis</i>	113
4.2.3	<i>Nitrogênio Amoniacal</i>	114
4.2.4	<i>Fenóis e cianetos</i>	117
4.2.5	<i>Metais pesados</i>	120
4.3	TRANSPORTE DO LIXIVIADO E SUA INFLUÊNCIA NOS SOLOS E SEDIMENTOS.....	139
4.3.1	<i>Metais pesados</i>	139
4.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS	146
4.4.1	<i>Estatística básica e matriz de correlação de Pearson</i>	146
4.4.2	<i>Análise de componentes principais</i>	147
4.4.3	<i>Dendogramas</i>	149
4.5	PROPOSTA DE NOVO ÍNDICE PARA AVALIAÇÃO DE ATERROS DESATIVADOS	150
4.5.1	<i>Análise dos parâmetros</i>	152
4.5.2	<i>Novo índice aplicado a aterros brasileiros desativados (IAD)</i>	157
4.5.3	<i>Aplicação do IAD no aterro Morro do Céu para validação da metodologia (IAD)</i> 160	
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	164
	REFERÊNCIAS.....	168

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Imagens do lixão de Gramacho, Duque de Caxias – RJ.	5
Figura 2.2. Imagem do aterro controlado Salvaterra, Juiz de Fora – MG.	6
Figura 2.3. Imagens do aterro sanitário de Nova Iguaçu, RJ.....	6
Figura 2.4. Gestão dos resíduos sólidos em 32 países europeus. Fonte: EEA (2013).....	9
Figura 2.5. Geração e recuperação de resíduos passíveis de reciclagem no estado do Rio de Janeiro. Fonte: SEA (2013).	18
Figura 2.6. Mapa do arranjo dos consórcios regionais no estado do Rio de Janeiro. Fonte: SEA (2013).....	20
Figura 2.7. Situação dos lixões no Estado do Rio de Janeiro (Panorama Março 2016). Fonte: MPRJ (2016).	22
Figura 2.8. Fases da gestão de um aterro sanitário durante seu ciclo de vida (modificado de LANER <i>et al.</i> , 2012).....	26
Figura 2.9. Características e fases do lixiviado para um aterro de RSU (KJELDSEN <i>et al.</i> , 2002, baseado em FARQUHAR e ROVERS, 1973).	34
Figura 3.1. Vista geral da área de operação do Morro do Céu. Fonte: Google Earth (2017).....	52
Figura 3.2. Operação do Morro do Céu em 1986. Fonte: SANTOS (2007).	53
Figura 3.3. (A) Vista do talude rompido (do alto do aterro), (B) Vista do talude rompido (da base do aterro). Fonte: SANTOS (2007).	54
Figura 3.4. Vista geral do Morro do Céu em junho de 2005. Fonte: SANTOS (2007).	56
Figura 3.5. Vista geral do Morro do Céu em junho de 2005. Fonte: http://www.guiadeniteroi.com/wp-content/uploads/2012/08/Lixao-Morro-do-Ceu-2.jpg	58
Figura 3.6. Vista geral do Morro do Céu em maio de 2017.	58
Figura 3.7. Pontos de coletas das amostras de lixiviado e águas com as coordenadas geográficas: poço (22° 53' 32,3" S e 43° 04' 8,80" O), chorume (22° 53' 27,0" S e 43° 03' 59,3" O), rio (22° 53' 31,0" S e 43° 04' 87,3" O) e florália (22° 53' 9,90" S e 43° 03' 18,1" O).....	61

Figura 3.8. Pontos de coletas das amostras de lixiviado e águas superficiais. Fonte: Relatório PEC5556_18 (setembro/2005).....	62
Figura 3.9. (A) Célula de lixo em operação, (B) Vista dos drenos de gás, (C) Análise dos gases nos <i>flaires</i> , (D) Poço de água subterrânea, (E) e (F) Coleta de amostras na <i>florália</i>	63
Figura 3.10. (A) Coleta de amostras de chorume e sedimentos na caixa coletora, (B) Detalhe das amostras de chorume coletadas, (C) Coleta de amostras no ponto <i>rio</i> , (D) Coleta de amostras no ponto <i>florália</i> , (E) Lixo acumulado na entrada do aterro.....	64
Figura 3.11. Curvas de subíndice para (a) pH, (b) sólidos dissolvidos totais, (c) DBO (d) DQO, (e) NKT, (f) nitrogênio amoniacal, (g) ferro e (h) cobre.	72
Figura 3.12. Curvas de subíndice para (i) níquel, (j) zinco, (k) chumbo, (l) cromo, (m) mercúrio, (n) arsênico, (o) fenóis e (p) cloreto.....	73
Figura 3.13. Curvas de subíndice para (q) cianeto e (r) coliformes totais.....	74
Figura 4.1. Resultados do pH ao longo do monitoramento.	80
Figura 4.2. <i>Boxplot</i> dos resultados do pH ao longo do monitoramento.	80
Figura 4.3. Resultados da DBO e DQO ao longo do monitoramento.....	81
Figura 4.4. <i>Boxplot</i> dos resultados da DBO ao longo do monitoramento.	82
Figura 4.5. <i>Boxplot</i> dos resultados da DQO ao longo do monitoramento.....	82
Figura 4.6. Resultados da relação DBO/DQO ao longo do monitoramento.	83
Figura 4.7. <i>Boxplot</i> dos resultados da relação DBO/DQO ao longo do monitoramento.....	83
Figura 4.8. Resultados do nitrogênio amoniacal ao longo do monitoramento.....	86
Figura 4.9. <i>Boxplot</i> dos resultados do nitrogênio amoniacal ao longo do monitoramento.	86
Figura 4.10. Resultados dos fenóis ao longo do monitoramento.....	89
Figura 4.11. <i>Boxplot</i> dos resultados dos fenóis ao longo do monitoramento.....	89
Figura 4.12. Resultados do cianeto ao longo do monitoramento.	90
Figura 4.13. <i>Boxplot</i> dos resultados do cianeto ao longo do monitoramento.....	90
Figura 4.14. Resultados dos metais no lixiviado Morro do Céu: (A) cádmio, (B) cobre, (C) níquel, (D) chumbo, (E) zinco, (F) cromo, (G) ferro, (H) manganês.....	93

Figura 4.15. <i>Boxplot</i> dos resultados de cádmio, cobre, chumbo e níquel em sentido horário.....	94
Figura 4.16. <i>Boxplot</i> dos resultados de zinco, cromo, manganês e ferro em sentido horário.....	95
Figura 4.17. Influência do nitrogênio amoniacal na curva LPI.	106
Figura 4.18. Influência dos fenóis na curva LPI.....	106
Figura 4.19. Representação das curvas LPI e LPI*.	107
Figura 4.20. Resultados do pH ao longo do monitoramento nas águas superficiais. ...	108
Figura 4.21. Resultados do pH ao longo do monitoramento nas águas subterrâneas...	109
Figura 4.22. <i>Boxplot</i> dos resultados do pH nas águas superficiais e subterrâneas ao longo do monitoramento.....	109
Figura 4.23. Resultados da DBO ao longo do monitoramento nas águas superficiais.	110
Figura 4.24. Resultados da DBO ao longo do monitoramento nas águas subterrâneas.	111
Figura 4.25. <i>Boxplot</i> dos resultados da DBO nas águas superficiais e subterrâneas ao longo do monitoramento.....	111
Figura 4.26. Resultados da DQO ao longo do monitoramento nas águas superficiais.	112
Figura 4.27. Resultados da DQO ao longo do monitoramento nas águas subterrâneas.	112
Figura 4.28. <i>Boxplot</i> dos resultados da DQO nas águas superficiais e subterrâneas ao longo do monitoramento.....	113
Figura 4.29. Resultados do nitrogênio amoniacal ao longo do monitoramento nas águas superficiais.....	115
Figura 4.30. <i>Boxplot</i> dos resultados do nitrogênio amoniacal nas águas superficiais. .	116
Figura 4.31. Resultados do NH ₃ ao longo do monitoramento nas águas subterrâneas.	117
Figura 4.32. Resultados dos fenóis ao longo do monitoramento nas águas superficiais.	118
Figura 4.33. Resultados dos fenóis ao longo do monitoramento nas águas subterrâneas.	118

Figura 4.34. <i>Boxplot</i> dos resultados de fenóis nas águas superficiais e subterrâneas. .	119
Figura 4.35. Resultados dos cianetos ao longo do monitoramento nas águas superficiais.	119
Figura 4.36. Resultados dos cianetos ao longo do monitoramento nas águas subterrâneas.	120
Figura 4.37. <i>Boxplot</i> dos resultados de cianetos nas águas superficiais e subterrâneas.	120
Figura 4.38. Comportamento dos metais nas águas superficiais: (A) prata, (B) bário, (C) cromo e (D) níquel.....	122
Figura 4.39. Comportamento dos metais nas águas superficiais: (A) chumbo, (B) zinco, (C) ferro e (D) manganês.....	123
Figura 4.40. Comportamento dos metais nas águas superficiais: (A) cádmio e (B) cobre.	124
Figura 4.41. Comportamento dos metais nas águas subterrâneas: (A) prata, (B) bário, (C) cromo e (D) níquel.	126
Figura 4.42. Comportamento dos metais nas águas subterrâneas: (A) chumbo, (B) zinco, (C) ferro e (D) manganês.....	127
Figura 4.43. Comportamento dos metais nas águas subterrâneas: (A) cádmio e (B) cobre.	128
Figura 4.44. <i>Boxplot</i> dos resultados dos metais (A) prata, (B) bário, (C) cromo, (D) níquel, (E) chumbo e (F) zinco nas águas superficiais e subterrâneas.	129
Figura 4.45. <i>Boxplot</i> dos resultados dos metais (A) ferro, (B) manganês, (C) cádmio e (D) cobre nas águas superficiais e subterrâneas.	130
Figura 4.46. (A) Estatística básica - NH ₄ , (B) Estatística básica - pH.	146
Figura 4.47. (A) Fator 1 e Fator 2 (ACP); Projeção das variáveis no plano (detalhe para DBO e DQO - fator 1 e pH – fator 3).....	148
Figura 4.48. Fatores 1, 2 e 3 da Análise de Componentes Principais.	148
Figura 4.49. Dendograma dos anos de operação.	149
Figura 4.50. Dendograma das variáveis.	150
Figura 4.51. Comparação entre o volume coletado de matéria orgânica e outros resíduos na cidade do Rio de Janeiro. Fonte: modificado de COMLURB, 2015.	151

Figura 4.52. Curvas de subíndice do (a) pH, (b), DBO, DQO e nitrogênio amoniacal (KUMAR e ALAPPAT, 2005).....	159
Figura 4.53. Comparação entre as curvas LPI e IAD calculadas para o lixiviado do Morro do Céu.....	163

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Custos de implementação de aterros sanitários por etapas.	8
Tabela 2.2. Diretivas da União Europeia (75/442/CEE e 1999/31/CEE).....	11
Tabela 2.3. Diretivas da União Europeia (continuação 1999/31/CEE).	12
Tabela 2.4. Diretivas da União Europeia (2006/12/CEE e 2008/98/CEE).....	13
Tabela 2.5. Legislação Americana (EPA, 1965; RCRA, 1976 e CERCLA, 1980).....	14
Tabela 2.6. Legislação Americana (<i>Code of Federal Regulations</i> , 40 part 258)	15
Tabela 2.7. Quantidade diária de resíduos sólidos domiciliares e/ou públicos encaminhados para diferentes formas de destinação final no ano de 2008.	17
Tabela 3.1. Frequência de coleta e parâmetros analisados.	65
Tabela 3.2. Metodologia dos ensaios realizado no Morro do Céu.	66
Tabela 3.3. Principais estudos realizados no local.	68
Tabela 3.4. Pesos dos poluentes incluídos no índice de poluição do lixiviado (LPI). ...	70
Tabela 3.5. Classificação do MI	75
Tabela 3.6. Classificação do IGEO.	76
Tabela 3.7. Classificação do PI.	77
Tabela 4.1. Comparação entre parâmetros do lixiviado nesse estudo e a reportada na literatura provenientes de diferentes tipos de disposição.	84
Tabela 4.2. Concentração máxima de metais em lixiviado de aterros de resíduos brasileiros.....	99
Tabela 4.3. Concentração média dos parâmetros no lixiviado Morro do Céu ao longo do monitoramento.....	104
Tabela 4.4. Cálculo do LPI para o mesmo lixiviado com pesos diferentes para os parâmetros.	105
Tabela 4.5. Resultados do HPI no rio.	132
Tabela 4.6. Resultados do MI no rio.	132
Tabela 4.7. Resultados do HPI na florália.	133

Tabela 4.8. Resultados do MI na florália.....	133
Tabela 4.9. Resultados do HPI no poço.....	134
Tabela 4.10. Resultados do MI no poço.	134
Tabela 4.11. Concentração máxima de metais nas águas no entorno de aterros de resíduos brasileiros.	136
Tabela 4.12. Concentração de metais nas amostras de solo coletadas no Morro do Céu.	140
Tabela 4.13. Valores de referência e prevenção para metais em solos brasileiros (CETESB, 2014; CONAMA, 2009).....	140
Tabela 4.14. Valores de IGEO e PI para amostras de sedimentos do fundo da vala de chorume.	141
Tabela 4.15. Valores de IGEO e PI para amostras de sedimentos do rio.....	142
Tabela 4.16. Valores de IGEO e PI para amostras de sedimentos da florália.	142
Tabela 4.17. Concentração máxima de metais no solo no entorno de aterros de resíduos brasileiros (CONAMA 420/2009).	143
Tabela 4.18. Matriz de correlação (variáveis do chorume).	147
Tabela 4.19. Pesos dos poluentes do índice de avaliação de aterros desativados (IAD).	158
Tabela 4.20. Média dos resultados dos parâmetros analisados no lixiviado Morro do Céu ao longo do monitoramento.	162
Tabela 4.21. Comparação entre os valores de LPI e IEA a cada ano do monitoramento.	162

LISTA DE ABREVIATURAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
BID	Banco Interamericano de Desenvolvimento
BNDES	Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
BOD	<i>Biochemical Oxygen Demand</i>
CEE	Comunidade Econômica Europeia
CERCLA	<i>Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act</i>
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CFR	<i>Code of Federal Regulations</i>
CLIN	Companhia de Limpeza de Niterói
CNM	Confederação Nacional de Municípios
COD	<i>Chemical Oxygen Demand</i>
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
COPPETEC	Coordenação de Projetos, Pesquisas e Estudos Tecnológicos
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DD	Decisão de Diretoria
EEA	EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FEC	Fundação Euclides da Cunha
FECAM	Fundo Estadual de Conservação Ambiental e Desenvolvimento Urbano
FUNDREM	Fundação para o Desenvolvimento da Região Metropolitana
FUNDRHI	Fundo Estadual de Recursos Hídricos
GATE	Grupo de Apoio Técnico Especializado em Meio Ambiente
HPA	<i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbons</i>
HPI	Heavy metal Pollution Index
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGEO	Geoaccumulation Index
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
ISWA	<i>International Solid Waste Association</i>
LPI	<i>Leachate Pollution Index</i>
MI	Metal Index
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MP	Ministério Público

MPRJ	Ministério Público do Estado
NBR	Norma Brasileira
NKT	Nitrogênio total Kjeldahl
NT	Norma Técnica
ONU	Organização das Nações Unidas
PCB	Bifenilas Policloradas
PDBG	Programa de Saneamento dos Municípios do Entorno da Baía de Guanabara
PERS	Plano Estadual de Resíduos Sólidos
pH	Potencial hidrogeniônico
PI	Pollution Index
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PPP	Parceria Público-Privada
RCRA	<i>Resource Conservation and Recovery Act</i>
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SANA	<i>Sustainable Aftercare of landfills based upon Natural Attenuation</i>
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SEA	Secretaria de Ambiente do Estado do Rio de Janeiro
SOSP	Secretaria de Obras e Serviços Públicos
SS	Sólidos Sedimentáveis
SUS	Sistema Único de Saúde
SVOC	Compostos Orgânicos Semi-Voláteis
TAC	Termo de Ajustamento de Conduta
UE	União Europeia
UFF	Universidade Federal Fluminense
VMP	Valor Máximo Permitido
VOC	Compostos orgânicos voláteis
XOC	Compostos orgânicos xenobióticos

LISTA DE SÍMBOLOS

Ag	Prata
As	Arsênio
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
CH ₄	Metano
Co	Cobalto
CO ₂	Dióxido de carbono
CO ₃	Carbonato
Cr	Cromo
Cu	Cobre
Fe	Ferro
Hg	Mercúrio
K	Potássio
Kg	Quilograma
Kg/hab.dia.	Quilograma por habitante dia
Km	Quilômetro
m ³ /dia	Metro cúbico por dia
Mg	Magnésio
mg/L	Miligramas por litro
mm	Milímetro
Mn	Manganês
Na	Sódio
NH ₄	Nitrogênio Amoniacal
Ni	Níquel
Pb	Chumbo
SO ₄	Sulfato
t/dia	Tonelada por dia
Zn	Zinco
µg/L	Microgramas por litro

1 INTRODUÇÃO

1.1 Motivação e relevância da pesquisa

A contaminação do solo e das águas subterrâneas tem sido objeto de grande preocupação nas últimas décadas, tornando-se um problema ainda mais grave em grandes centros urbanos e industriais. Esse cenário gera, como consequência, um número crescente de áreas contaminadas e degradadas, cuja localização e diagnóstico ainda são, em sua maioria, desconhecidos.

No que diz respeito à atividade relacionada à disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU), foco deste trabalho, o aterro ainda é considerado pelos operadores o processo mais simples e econômico, já que, na maioria das vezes, os cuidados necessários no período pós-fechamento não são contabilizados.

Mais de 50% das cidades brasileiras ainda depositam seus resíduos de maneira irregular, não respeitando a premissa da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, Lei 12.305/2010), de que até 2014, todos os lixões deveriam ter sido encerrados e substituídos por aterros sanitários. Os pelo menos 3 mil lixões identificados no Brasil afetam a vida de 76,5 milhões de pessoas e trazem um prejuízo anual para os cofres públicos de mais de R\$ 3,6 bilhões, gastos para tratar dos problemas de saúde causados pela destinação inadequada do lixo (ISWA, 2017).

Além dos lixões em atividade, o número de áreas desativadas de disposição de resíduos sem remediação é ainda maior. O lixiviado gerado em aterros fechados pode ter igual ou maior potencial de contaminação que os ativos, mas o período de monitoramento pós-encerramento é sumariamente ignorado no Brasil, e a maioria das áreas são abandonadas ao final da operação. O maior agravante é que a degradação dos resíduos é um processo lento, que se dá ao longo de décadas após seu fechamento, e a principal preocupação é a contaminação dos solos, águas subterrâneas e superficiais, colocando em risco a saúde pública. Os locais escolhidos para tal atividade, que muitas vezes não possuem infraestrutura adequada e localizam-se nas proximidades de núcleos populacionais, ficarão comprometidos por muito tempo e servirão como fonte de exportação de contaminantes.

A dificuldade em prever o comportamento dos aterros desativados foi a principal motivação para a realização deste trabalho. Partindo do princípio de que não há dados

suficientes sobre o lixo que ingressa nessas áreas, depara-se com a incerteza relacionada ao tempo que esse material continuará se degradando. O fim do período de cuidados de um aterro se dá quando o mesmo não mais constitui uma ameaça à saúde humana ou ao ambiente no entorno. Porém, só é possível fazer essa avaliação caso haja a identificação e caracterização dos contaminantes presentes no lixiviado gerado, além de investimento em monitoramento do início da operação ao período pós-fechamento.

Nesta pesquisa, avaliou-se o potencial poluidor do lixiviado de um aterro desativado, através da caracterização do efluente em um longo período de monitoramento. O comportamento dos parâmetros estudados nesse aterro e seus impactos nas águas e solo foram também verificados em pelo menos trinta trabalhos tratando de aterros brasileiros (OLIVEIRA, 2013; CAVALLET *et. al*, 2013; ZANON, 2013; LIMA, 2015, entre outros). Pelo fato de mais de 50% do lixo aterrado ser matéria orgânica, e o aterro constituir um meio predominantemente anaeróbico, a principal preocupação que se tem, hoje, no Brasil, é com a concentração de nitrogênio amoniacal no lixiviado. Esses valores tendem a aumentar com o fim da operação e contribuir com a contaminação do lençol freático. A falta de políticas públicas no sentido de priorizar e investir na compostagem, e dessa forma, evitar que o material orgânico chegue ao aterro, gera altíssimos custos, como, por exemplo, no tratamento do lixiviado.

A partir do estudo de índices já existentes para avaliação do potencial poluidor do lixiviado de aterros, verificou-se que os pesos e a importância dados aos componentes do lixiviado não são adequados para aplicação em aterros brasileiros, sendo apresentada, portanto, uma nova proposta para avaliação de aterros desativados.

Dado o elevado número de lixões no Brasil e a dita escassez de recursos para o monitoramento dessas áreas, entende-se que o número de parâmetros a serem analisados no lixiviado poderia ser reduzido, pelos menos nas análises de controle, sendo pois desnecessários do ponto de vista técnico. A concentração da maioria dos metais pesados, fenóis, cianetos e cloretos, por exemplo, conforme mostra experiência em aterros brasileiros tendem a cair drasticamente com o passar do tempo, visto o aumento do pH e processos naturais que ocorrem nesse meio (PEIXOTO, 2007, TEIXEIRA *et al.*, 2007; GALVEZ *et al.*, 2008; LINS, 2011; QUEIROZ *et al.*, 2011). Concluiu-se, que a verificação de apenas 4 parâmetros (pH, DBO, DQO e nitrogênio amoniacal) do lixiviado seria suficiente para os tomadores de decisão avaliarem o estado do lixiviado, possibilitando melhor alocação de recursos para processos de remediação.

Dentro desse contexto e compreendendo a importância da geração de dados que possam dar suporte à gestão pública dos resíduos sólidos, o presente trabalho procura contribuir gerando informações para melhor compreensão dos impactos causados pela prática dos aterros. Além disso, busca-se também fomentar a discussão a respeito dos cuidados necessários na fase pós-encerramento, embasando tecnicamente a elaboração de ações político-administrativas municipais em prol de um gerenciamento e controle adequado dos RSU, considerado um dos maiores desafios da sociedade moderna.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

O presente estudo tem como objetivo geral propor um índice de avaliação para aterros de resíduos desativados a partir do potencial poluidor do lixiviado.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a composição e características do lixiviado de um aterro desativado a partir de um monitoramento de dez anos;
- Analisar a qualidade das águas superficiais, subterrâneas e solos no entorno da área do aterro desativado;
- Estudar os diferentes índices existentes para avaliar as emissões de aterros desativados;
- Avaliar as características típicas do lixiviado de aterros brasileiros para embasar a escolha dos parâmetros adequados para proposta do índice.

1.3 Estrutura e Organização

A tese está organizada em cinco capítulos. No primeiro é apresentado a motivação da pesquisa e os objetivos do trabalho. No segundo capítulo são abordadas considerações sobre a atual situação do gerenciamento de resíduos no Brasil e no mundo; estudo sobre a composição e características de lixiviados e apresentação de índices de contaminação do lixiviado, águas e solos. No terceiro capítulo é caracterizada a área de estudo e apresentada a metodologia da tese os procedimentos utilizados para realização dos ensaios. No quarto capítulo estão os resultados e as discussões pertinentes ao tema. As conclusões e recomendações para futuros trabalhos estão expostas no quinto e último capítulo desta tese.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Resíduos Sólidos Urbanos

Sete bilhões de pessoas produzem anualmente 1,4 bilhão de toneladas de RSU, uma média de 1,2 kg por dia per capita, sendo que quase metade desse total é gerado por menos de trinta países, os mais desenvolvidos do mundo. Até 2050, se o ritmo atual for mantido, o planeta terá 9 bilhões de habitantes e 4 bilhões de toneladas de lixo urbano geradas por ano. Nas últimas três décadas, o aumento do volume de lixo produzido no mundo foi três vezes maior que o crescimento populacional e o índice per capita de geração de lixo nos países mais ricos aumentou 14% desde 1990 e 35% desde 1980. Grande parte dos resíduos gerados sequer é coletada, já que apenas metade da população mundial é atendida por coleta de lixo. África, sudeste asiático e América Latina são as regiões onde a coleta é mais deficiente havendo necessidade de um investimento anual de US\$ 40 bilhões apenas para garantir que o lixo nessas regiões seja recolhido (ONU, 2015).

O descarte do lixo em locais inapropriados contamina o solo e as águas, a queima sem controle polui o ar e o baixo índice de reciclagem de resíduos acelera o esgotamento dos recursos naturais. Segundo pesquisa realizada pela Associação Internacional de Resíduos Sólidos (ISWA, 2017), que avaliou o impacto de mais de 3 mil lixões no Brasil sobre a saúde e o meio ambiente, 75 milhões de brasileiros têm seu lixo depositado em locais inadequados. Entre 2010 e 2014, cerca de 1% da população desenvolveu doenças em consequência desse descarte, o que fez com que o governo brasileiro gastasse cerca de R\$ 1,5 bilhão por ano através do Sistema Único de Saúde (SUS) com o tratamento dessas doenças. Os estragos associados aos lixões estão relacionados com as emissões de substâncias tóxicas, e a exposição a alguns desses elementos químicos pode ser cancerígena. Danos como a poluição do ar e a contaminação do solo e de lençóis freáticos também são consideráveis e estima-se que, nos últimos 4 anos, foram gastos R\$ 8,4 bilhões com reparação de prejuízos ao meio ambiente.

2.1.1 Formas de disposição final

A disposição final dos resíduos sólidos no Brasil apresenta-se basicamente sob forma de lixões, aterros controlados e aterros sanitários.

Os lixões representam uma forma inadequada de disposição final de resíduos. É caracterizado pela simples descarga sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. Sendo uma forma de deposição desordenada sem compactação e cobertura dos resíduos, essa atividade apresenta como consequência poluição do solo, ar e água, bem como a proliferação de vetores e geração de maus odores. Por ser uma atividade realizada sem qualquer segurança ou controle, de uma maneira geral, verifica-se a presença de muito catadores vivendo e trabalhando na área do entorno desses lixões. Dessa forma, a maioria das pessoas acabam entrando em contato direto com lixo domiciliar e resíduos perigosos, como os de serviço de saúde e industriais.

Mais de 50% das cidades brasileiras ainda dispõem seus resíduos sólidos em lixões, enquanto o número de áreas desativadas que ainda não passaram por medidas de intervenção adequadas é ainda maior. Tendo em vista que as preocupações relacionadas à disposição dos resíduos são bastante recentes, não apenas no Brasil como no mundo, KEHEW (2001) afirma que as primeiras iniciativas mais significativas voltadas à proteção do ambiente subterrâneo associado aos aterros são datadas da década de 1960. Nos Estados Unidos, no início dos anos 1990, SUFLITA *et al.* (1992) estimaram a existência de mais de 90 mil aterros encerrados e não recuperados.

No Brasil, os lixões estão criminalizados desde a aprovação da Lei de Crimes Ambientais, nº 9.605/98, que estipulou penas para aqueles que poluem e degradam o meio ambiente. A Figura 2.1 apresenta algumas imagens de lixões.



Figura 2.1. Imagens do lixão de Gramacho, Duque de Caxias – RJ.

O aterro controlado (Figura 2.2), outra forma de disposição recorrente no Brasil, tem como cuidados a cobertura dos resíduos, com o objetivo de reduzir a proliferação de vetores de doenças, e, em alguns casos, a drenagem dos efluentes, evitando parte de

sua infiltração nos solos. Geralmente, não dispõe de impermeabilização de base, o que compromete a qualidade das águas subterrâneas, nem de sistemas de tratamento de lixiviado ou do biogás gerado. Devido aos problemas ambientais que causa, é de qualidade bastante inferior ao aterro sanitário, mas, em muitos casos, surge como a única alternativa viável, visto a dita falta de recursos dos municípios.



Figura 2.2. Imagem do aterro controlado Salvaterra, Juiz de Fora – MG.

A forma de disposição de resíduos considerada correta é o aterro sanitário. A NBR 8419/1992 define o termo como *“Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário”*. A Figura 2.3 apresenta imagens de aterros sanitários.



Figura 2.3. Imagens do aterro sanitário de Nova Iguaçu, RJ.

Embora os problemas ambientais e de saúde pública estejam relacionados aos lixões, é importante destacar que aterros sanitários mal executados e áreas de depósitos antigos que ainda não passaram por intervenção adequada, podem também apresentar consequências graves. Alguns dos impactos associados a aterros de resíduos são emissões atmosféricas, danos à vegetação, impactos visuais e sociais, além da contaminação do solo e águas subterrâneas. Nesse ambiente, segundo COZZARELI *et al.* (2011), as substâncias químicas podem persistir por mais de um século.

2.1.2 Estimativas de custos para implantação de aterros sanitários

Desde a aprovação da Lei nº 12.305/2010 (Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS), municípios brasileiros têm se deparado com o desafio de resolver o problema dos lixões, tentando migrar para um sistema de aterros sanitários que requer projeto sofisticado, engenharia construtiva cuidadosa e controle do funcionamento.

Segundo estudo realizado pelo Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES, 2015) a estimativa de investimentos em aterros sanitários para atendimento de metas estabelecidas pela PNRS entre 2015 e 2019 seria da ordem de R\$ 2,5 bilhões. Esse valor estimado engloba toda infraestrutura que atenda ao desafio de erradicar os lixões e os aterros controlados no Brasil. As estimativas propostas de investimentos dependem fundamentalmente de três parâmetros: 1) quantidade de resíduos dispostos inadequadamente em cada região; 2) custo de implementação de aterros sanitários de diferentes portes – pequeno (100 t/dia), médio I (500 t/dia), médio II (1.000 t/dia) e grande (2.000 t/dia); e 3) distribuição espacial dos RSU destinados de modo inadequado no território nacional.

Composto principalmente por obras civis, o custo de implantação de aterros sanitários varia, de forma simplificada, em função de sua capacidade de recebimento total de resíduos, comumente mensurada pelo fluxo de recebimento diário (expresso em t/dia), bem como do tempo de vida útil do aterro. Os aterros sanitários são divididos em células até que sua capacidade total seja completamente utilizada. Concluídas as operações, que de uma maneira geral calcula-se para uma vida útil de 20 anos, segue-se a etapa de fechamento do aterro, geralmente por meio de cobertura vegetal. Por fim, teoricamente, o aterro seguiria sendo monitorado até garantir que seus efeitos sobre o meio ambiente estejam devidamente estabilizados (ABETRE, 2009).

Os investimentos em aterros sanitários podem ser divididos em cinco etapas: pré-implantação, implantação, operação, encerramento e pós-encerramento (Tabela 2.1).

Tabela 2.1. Custos de implementação de aterros sanitários por etapas.

	Grande	Médio I	Médio II	Pequeno
	2.000 t/dia	2.000 t/dia	500 t/dia	100 t/dia
Pré-implantação	65.461	2.032.730	1.355.153	608.087
Implantação	18.169.781	9.084.890	6.056.593	2.669.178
Operação	461.494.052	230.747.026	153.831.350	45.468.163
Encerramento	6.488.889	3.244.444	2.162.963	486.667
Pós-encerramento	35.575.984	17.787.992	11.858.661	3.212.354
Total	521.794.167	262.897.082	175.264.720	52.444.449

Fonte: modificado de ABETRE (2009).

No que diz respeito ao pós-encerramento, uma discussão mais detalhada será feita no tópico 2.3.2.

2.1.3 Panorama Internacional da destinação dos RSU

Para minimizar os problemas relacionados a resíduos sólidos, países da União Europeia (UE) e os Estados Unidos têm aplicado várias formas de tratamento antes do descarte final. As estratégias utilizadas por esses países para melhor gestão dos resíduos são baseadas em: minimização, reutilização, reciclagem e recuperação de energia a partir de incineração.

Além de alguns países europeus terem reduzido sua produção de RSU entre 2001 e 2010, há ainda claros indícios de mudanças na forma de tratamento desse material. O número de países que encaminha seus resíduos para aterros diminuiu drasticamente, enquanto os números relativos à reciclagem aumentaram substancialmente nesse período. Doze países da UE aumentaram sua reciclagem em mais de 10% e mais de dez alcançaram um aumento entre 5% e 10%. Os benefícios da mudança na gestão de resíduos urbanos no contexto internacional contribuem para a redução dos gases de efeito estufa. As emissões de metano dos aterros de RSU diminuíram consideravelmente na última década, já que com o aumento dos números da

reciclagem, os materiais reciclados substituíram os materiais virgens, e, assim, reduziram-se as emissões provenientes da produção primária. É importante ponderar que esse avanço está diretamente ligado às leis que, de fato, vem sendo cumpridas. A legislação europeia das últimas duas décadas destaca a importância dos instrumentos nacionais e regionais, que incluem medidas como a proibição de resíduos biodegradáveis em aterros, coleta seletiva obrigatória, liberação de investimentos para países que incentivam e apresentam programas de reciclagem, além de apresentar uma “hierarquia de resíduos” cujo objetivo principal é priorizar a minimização da geração e apontar novas tecnologias para o destino final desses materiais (EEA, 2013).

A Figura 2.4 indica que aproximadamente 40 milhões de toneladas de RSU deixaram de chegar aos aterros sanitários em um período de dez anos na Europa, 15 milhões de toneladas passaram a ser incineradas (em sua maioria com recuperação energética) e 29 milhões de toneladas de resíduos passaram pelo processo de reciclagem durante esse mesmo período.

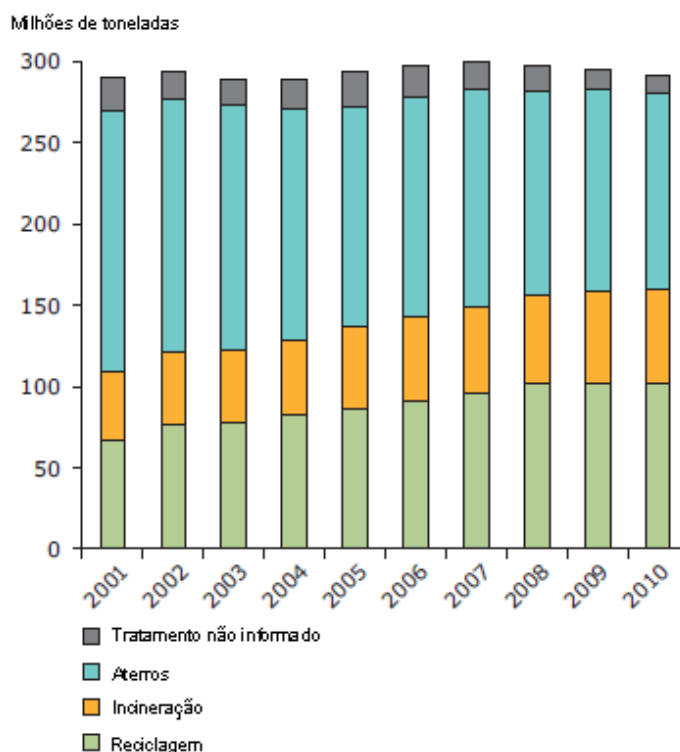


Figura 2.4. Gestão dos resíduos sólidos em 32 países europeus. Fonte: EEA (2013).

Através desse panorama, percebe-se que a legislação europeia rigorosa, aliada a uma fiscalização efetiva, contribuiu de forma contundente para melhorias na gestão dos

resíduos. Porém, não se pode afirmar que, se uma determinada política resultou em sucesso para um país, poderia ser implementada com o mesmo resultado em outro. A maneira pela qual determinados instrumentos são combinados pode ser mais relevante do que o número de instrumentos em si. Isso significa que cada país/região tem suas características e a legislação deve compreender todas essas peculiaridades.

2.1.3.1 Legislação Internacional

A partir de 1970, as consequências ambientais da disposição de resíduos sólidos tornaram-se uma preocupação em todo o mundo. Tendo como destaque a importância da concepção e projeto de aterros e suas estruturas de proteção ao meio ambiente, a maior parte dos países europeus e também os Estados Unidos vêm adotando rígidas regras em relação a este tema.

Da Tabela 2.2 a Tabela 2.6 estão reunidas as principais informações a respeito das diretivas da União Europeia e da legislação americana no que se refere à disposição de resíduos e períodos pós-fechamento de aterros.

Tabela 2.2. Diretivas da União Europeia (75/442/CEE e 1999/31/CEE).

<i>European Directive 75/442/CEE</i>	<i>Alteração European Directive 75/442/CEE</i>	<i>European Directive 1999/31/CEE</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Promover a prevenção, reutilização e reciclagem com intuito de reduzir os gastos energéticos. • Garantir que os resíduos sejam eliminados sem criar riscos à água, ar, solo, fauna, flora; sem causar incômodos por ruídos ou danos aos locais e às paisagens. • De três em três anos, os Estados-membros devem elaborar relatório sobre a situação da destinação dos resíduos nos respectivos países e transmiti-los à Comissão responsável pela avaliação. 	<ul style="list-style-type: none"> • Manter um nível elevado de proteção do ambiente promovendo a prevenção ou a redução da produção e da nocividade dos resíduos por meio do desenvolvimento de tecnologias limpas e mais econômicas, utilizando menos recursos naturais. 	<ul style="list-style-type: none"> • Prevenção e redução dos efeitos nocivos do aterro nas águas, solos, ar e saúde humana. • Divisão dos aterros em três categorias: resíduos perigosos, não perigosos e inertes. • Estratégias para reduzir progressivamente a quantidade de resíduos biodegradáveis depositados (proibido a entrada de pneus, líquidos inflamáveis e resíduos hospitalares). • Apenas podem ser depositados em aterro, resíduos que tenham sido previamente tratados. • Autoridades nacionais devem garantir que o preço cobrado pelos operadores para a eliminação dos resíduos abrange todos os custos envolvidos, desde a abertura até ao encerramento do aterro.

Tabela 2.3. Diretivas da União Europeia (continuação 1999/31/CEE).

<i>European Directive 1999/31/CEE</i>
<ul style="list-style-type: none">• Um aterro terá seu processo de encerramento iniciado quando as condições estabelecidas na licença forem atendidas ou sob autorização da autoridade competente.• Um aterro só pode ser considerado definitivamente encerrado depois que a autoridade competente efetuar uma inspeção final no local, avaliar todos os relatórios apresentados pelo operador e ter comunicado a sua aprovação para o encerramento.• Após o encerramento definitivo de um aterro, o operador é responsável pela sua manutenção, monitoramento e controle na fase de pós-tratamento, durante o tempo que a autoridade competente exigir, levando em conta o período que o aterro possa ainda representar algum risco.• Enquanto a autoridade competente considerar que um aterro pode provocar algum perigo para o ambiente, o operador é responsável pela análise do gás, lixiviados e regime de águas subterrâneas, garantindo conformidade com o anexo III da Diretiva.

Tabela 2.4. Diretivas da União Europeia (2006/12/CEE e 2008/98/CEE).

<i>European Directive 2006/12/CEE</i>	<i>European Directive 2008/98/CEE</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Reafirma as diretrizes anteriores quanto ao incentivo à valorização dos resíduos levando em conta as oportunidades para os resíduos reciclados. • Os estados-membros devem apresentar planos de gestão de resíduos indicando o tipo, a quantidade e a origem dos resíduos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Estabelecimento de hierarquia de resíduos: prevenção, reutilização, reciclagem e recuperação para outros fins. • Introdução do conceito de «responsabilidade alargada do produtor», medida que pode incluir um ônus sobre os fabricantes no que diz respeito à aceitação e eliminação de produtos devolvidos após terem sido utilizados. • São aplicáveis condições especiais em relação aos resíduos perigosos, aos óleos usados e aos biorresíduos, além de introduzir metas de reciclagem e de valorização dos resíduos domésticos (50%) e dos resíduos de construção e demolição (70%) a concretizar até 2020. • <i>Esta diretiva passou a ser aplicada a partir de 12 de dezembro de 2008, e os países da UE tiveram de transpor para a legislação nacional até 12 de dezembro de 2010.</i>

Tabela 2.5. Legislação Americana (EPA, 1965; RCRA, 1976 e CERCLA, 1980).

<i>Solid Waste Disposal Act (EPA, 1965)</i>	<i>Resource Conservation and Recovery Act (RCRA, 1976)</i>	<i>Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA, 1980)</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Discussão sobre o controle de resíduos do “berço ao túmulo”. 	<ul style="list-style-type: none"> • Principais objetivos: <ul style="list-style-type: none"> - proteger a saúde humana e o meio ambiente dos perigos potenciais da disposição de resíduos; - conservar energia e recursos naturais; - reduzir a quantidade de resíduos gerada e assegurar que o manejo ocorra de maneira ambientalmente adequada. • Por meio dessa lei, a EPA ficou incumbida de estabelecer os padrões nacionais para a gestão dos resíduos sólidos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Criação de programa de descontaminação de sítios contaminados. • Para financiamento desse programa, criou-se o Superfundo (<i>Superfund Trust Fund</i>), com recursos de 8,5 bilhões de dólares até em 1986. • Como fontes de recursos, a partir do princípio do poluidor-pagador, incluíram-se uma série de taxas para os responsáveis pela contaminação. <p><i>Em mais de trinta anos de aplicação, o programa respondeu pela descontaminação de mais de mil sítios contaminados com resíduos perigosos.</i></p>

Tabela 2.6. Legislação Americana (*Code of Federal Regulations*, 40 part 258)

<i>Code of Federal Regulations (40 CFR)</i>	<i>Code of Federal Regulations (40 CFR)</i> Parte 258
<ul style="list-style-type: none"> Resíduos sólidos não perigosos são regulamentados sob a Legenda D da RCRA com definição de critérios federais mínimos (projeto, restrições de localização, segurança financeira, ações corretivas e exigência de encerramento) para o funcionamento dos aterros 	<p>Principais critérios em relação ao encerramento de aterros no Título 40 da parte 258:</p> <ul style="list-style-type: none"> Proteção à saúde humana e meio ambiente: o proprietário ou operador deve preparar um plano de fechamento e um cronograma para completar todas as atividades necessárias para satisfazer os critérios de encerramento. As atividades de encerramento deverão ser iniciadas no prazo máximo de 30 dias após a data em que a unidade recebe o último carregamento de resíduos e os cuidados pós-encerramento devem ser realizados por 30 anos e consistem, no mínimo, em: <ul style="list-style-type: none"> - Manter a integridade e a eficácia da cobertura final; - Manter e operar o sistema de coleta de lixiviado até que o proprietário ou operador demonstre que o efluente não representa mais uma ameaça para a saúde humana e o ambiente; - Monitorar as águas subterrâneas e manter a operação do sistema de monitoramento de gás.

2.1.4 Panorama Brasileiro da destinação dos RSU

A Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), dispondo sobre seus princípios, objetivos e instrumentos, bem como diretrizes relativas à gestão integrada e gerenciamento de resíduos sólidos. A PNRS traz à tona preceitos como a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto e o sistema de logística reversa, como forma de responsabilizar a fase de pós-consumo do setor produtivo. Trata-se de uma abordagem inovadora, mas que enfrenta desafios para deixar de ser apenas um documento com boas diretrizes e tornar-se parte de uma realidade possível de se atingir.

A PNRS estabeleceu que todos os depósitos irregulares deveriam ser encerrados até 2 de agosto de 2014, porém mais de 3 mil lixões ainda encontram-se em operação no Brasil (ISWA, 2017). No ano de 2015, quase 30 milhões de toneladas foram dispostas em lixões ou aterros controlados em todas as regiões e estados brasileiros. Milhares de municípios ainda fazem uso desses locais impróprios e nas regiões norte, nordeste e centro-oeste a situação é ainda mais alarmante já que, em média, 70% dos resíduos gerados são dispostos de forma inadequada. Nas regiões sul e sudeste, esse número cai para 30%. Os recursos aplicados pelos municípios em 2015 para fazer frente a todos os serviços de limpeza urbana no Brasil foram, em média, de cerca de R\$10,15 por habitante por mês, o que representa um aumento de 1,7% em relação a 2014 (ABRELPE, 2015).

Para correta gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, a PNRS orienta que seja seguida a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, incluindo a compostagem e o aproveitamento energético dos resíduos. O que ocorre, na prática, é que os incentivos para a realização desses tratamentos são quase inexistentes, contribuindo para que grande parte do volume de resíduo com alto poder de reaproveitamento e reciclagem continue chegando aos aterros. Esse procedimento faz com que a vida útil dessas áreas se encerre cada vez mais rápido e seja necessário o licenciamento de novos locais para destinação da enorme quantidade de resíduos gerado em todo território o brasileiro.

O Brasil, diferentemente dos países europeus, ainda apresenta números muito baixos no que diz respeito à reciclagem, compostagem e incineração, como pode ser visto na Tabela 2.7.

Tabela 2.7. Quantidade diária de resíduos sólidos domiciliares e/ou públicos encaminhados para diferentes formas de destinação final no ano de 2008.

Destino Final	Ano - 2008	
	Quantidade (t/dia)	%
Unidade de compostagem	1.519,50	0,8
Unidade de triagem para reciclagem	2.592,00	1,4
Unidade de incineração	64,8	<0,1

Fonte: IBGE (2008).

Em 2010, dos 5.565 municípios brasileiros, 3.205 (57,6%) indicaram a existência de iniciativas de coleta seletiva. Embora a quantidade de municípios seja expressiva, é importante considerar que, muitas vezes, tais atividades resumem-se na disponibilização de pontos de entrega voluntária à população ou na simples formalização de convênios com cooperativas de catadores para a execução dos serviços. O total de investimentos necessários para se alcançar 100% de destinação final adequada para os RSU, até o ano de 2018, é de cerca de 11,4 bilhões de reais (PLANSAB, 2013).

No artigo 8º da PNRS são apresentados os instrumentos dessa lei e entre eles está o Plano de Resíduos Sólidos. A elaboração do plano municipal é condição para os municípios terem acesso a recursos da União, ou por ela controlados, destinados a empreendimentos e serviços relacionados à limpeza urbana e ao manejo de resíduos sólidos. Porém, até o ano de 2012, apenas 9%, dos 3.457 municípios consultados concluíram o plano de gestão de resíduos e 1.449 municípios encontravam-se com o plano em andamento. Em 49% dos municípios consultados, os planos ainda não tinham sequer sido iniciados, com a justificativa de inexistência de equipe técnica e falta de recursos financeiros, principalmente em municípios de pequeno porte (CNM, 2012).

Uma opção para os municípios é estabelecer uma parceria público-privada (PPP) para lidar com o sistema de manejo dos resíduos sólidos, se necessário, em consórcios com outros municípios. A lei das PPP's – Lei Federal nº 11.079, de 2004, permite que

estados e municípios se tornem parceiros da iniciativa privada para a execução de obras e prestação de serviços públicos, inclusive os de saneamento básico. Os consórcios públicos constituídos com o objetivo de viabilizar a descentralização e a prestação de serviços públicos que envolvam resíduos sólidos, têm prioridade na obtenção dos incentivos instituídos pelo Governo Federal.

2.1.5 Panorama da destinação dos RSU no Estado do Rio de Janeiro

O estado do Rio de Janeiro ultrapassou a marca de 16 milhões de habitantes (IBGE, 2015). Composto por 92 municípios, a geração de resíduos em 2015 foi de aproximadamente 8 milhões de toneladas e, segundo dados da Secretaria de Ambiente do Estado do Rio de Janeiro (SEA), a região metropolitana é responsável por 83% dessa geração, com uma média de 1,19 kg/hab.dia.

No que diz respeito à composição gravimétrica dos resíduos sólidos no estado, seguindo uma tendência do país, mais de 50% do lixo gerado corresponde a matéria orgânica, mas a reciclagem desse tipo de material não é uma realidade. A experiência na implantação de usinas de triagem e compostagem mostra que esse sistema não traz o retorno que se pretende, seja do ponto de vista ambiental, social ou político, já que grande parte das usinas que foram implantadas não funciona (SCHUELER e MAHLER, 2003).

Em relação à fração seca, também passível de reciclagem, de todo o volume gerado anualmente no estado, 86% é considerado nobre, mas apenas 3% desse total (60 mil toneladas) é recuperado por ano, como pode ser visto na Figura 2.5.

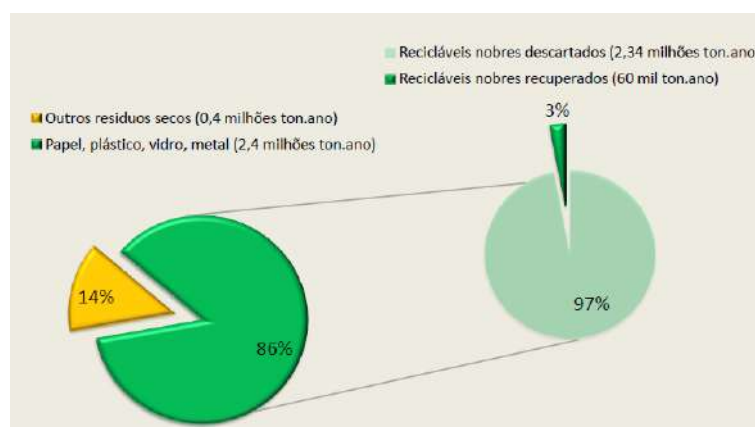


Figura 2.5. Geração e recuperação de resíduos passíveis de reciclagem no estado do Rio de Janeiro. Fonte: SEA (2013).

Em se tratando de ações e políticas públicas existentes no estado do Rio, no âmbito do gerenciamento de resíduos sólidos, no ano de 2007, antes da PNRS entrar em vigor, foi firmado um convênio entre o Ministério do Meio Ambiente (MMA) e o governo do estado para elaboração do Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERS). A primeira meta desse convênio foi a confecção de um Estudo de Regionalização do Estado com proposta de hierarquização dos consórcios e identificação de eventuais soluções individualizadas.

O Pacto pelo Saneamento, decreto estadual 42.930/2011, consolidou os subprogramas Rio Mais Limpo e Lixão Zero. O primeiro trata da coleta e tratamento de esgotos, cuja meta é alcançar 80% desses serviços até o ano de 2018, utilizando recursos do Fundo Estadual de Conservação Ambiental e Desenvolvimento Urbano (FECAM), Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FUNDRHI) e do Programa de Saneamento dos Municípios do Entorno da Baía de Guanabara (PDBG). Já o Subprograma Lixão Zero, apresentava como principais metas, a erradicação dos lixões até 2013 e a remediação dos mesmos até 2016, o que ainda não aconteceu.

Ao contrário do que foi proposto pela SEA, os lixões não foram encerrados, e, segundo o Ministério Público do Estado (MPRJ, 2016), ainda existem pelo menos 25 em atividade.

No ano de 2016, houve uma queda no volume de lixo destinado a aterros sanitários. Mais de 2 mil toneladas de RSU foram depositadas diariamente em lixões e quase 5 mil toneladas nos aterros controlados, fazendo com que mais de 30% dos resíduos sólidos coletados tenham sido destinados em locais inadequados. A crise que assola o estado pode estar contribuindo com essa situação. Municípios como São Gonçalo, Rio de Janeiro, Maricá e São Pedro da Aldeia vêm acumulando dívidas de até R\$ 500 milhões com empresas que administram os aterros sanitários. Em média, o custo de uma tonelada de resíduos levada pelos municípios aos aterros varia de R\$ 50 a R\$ 70 (ABRELPE, 2015).

O mapa da Figura 2.6 apresenta o arranjo dos consórcios propostos para o estado do Rio de Janeiro para construção de aterros sanitários, que vem sofrendo algumas alterações ao longo do tempo.

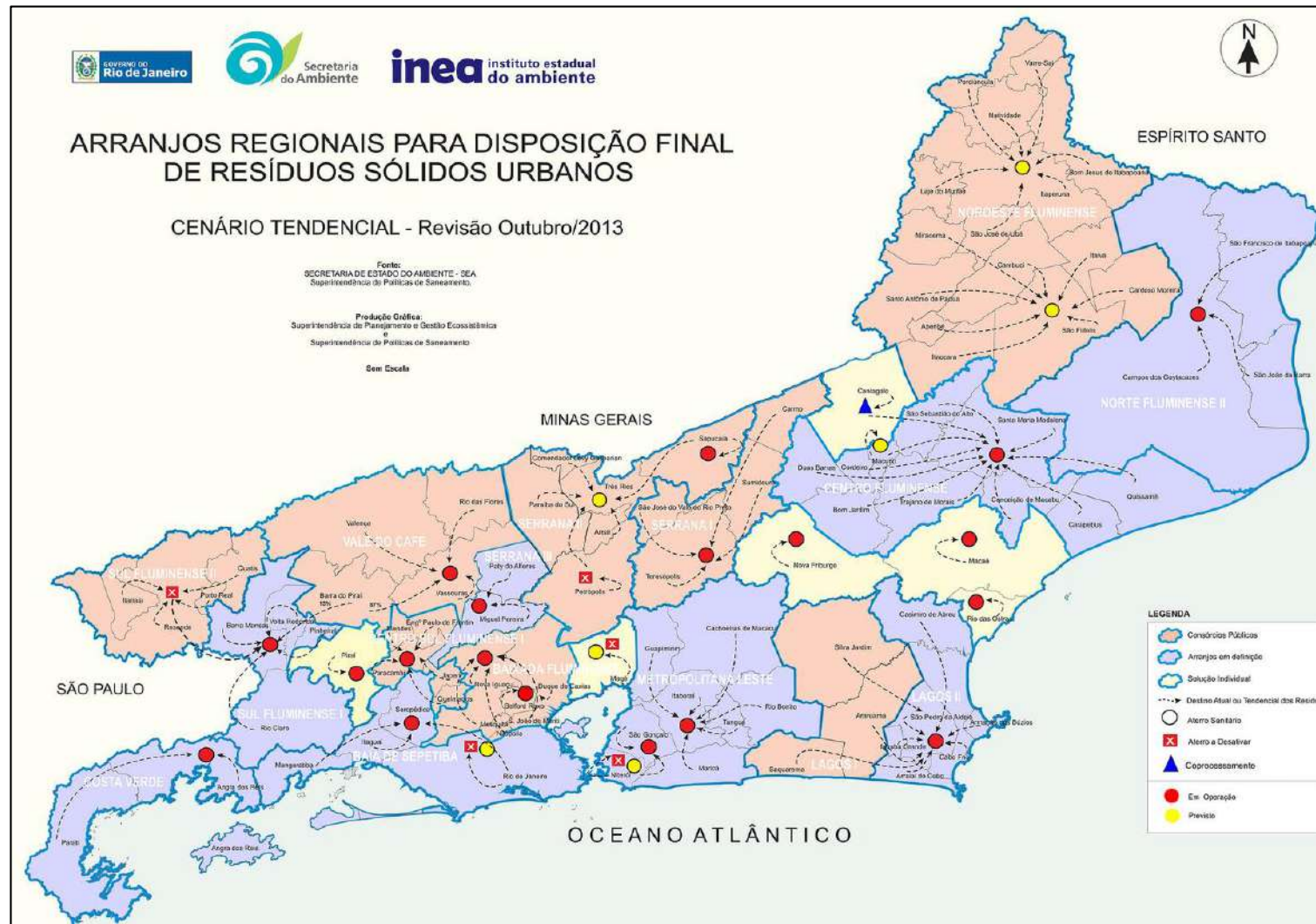


Figura 2.6. Mapa do arranjo dos consórcios regionais no estado do Rio de Janeiro. Fonte: SEA (2013).

A forma de disposição final dos resíduos praticada no Brasil é responsável por inúmeras áreas consideradas passivos ambientais. Com a edição da PNRS, foi estabelecido um prazo obrigatório para os municípios encerrarem as atividades de disposição irregular e recuperarem as áreas degradadas. Segundo o MPRJ (2016), a fragilidade operacional de um aterro controlado, com base no princípio da precaução, permite enquadrá-lo na classificação de lixão em atividade. O mapeamento dos lixões realizado no estado inclui não só aqueles que ainda estão em atividade, mas também as áreas que foram utilizadas com essa finalidade e se encontram abandonadas, sem a implantação de medidas adequadas para a sua recuperação.

O panorama da situação dos lixões no estado do Rio de Janeiro foi realizado por meio da colaboração entre o Instituto de Educação e Pesquisa do MPRJ (IEP-MPRJ), o Grupo de Apoio Técnico Especializado em Meio Ambiente (GATE) e a equipe do projeto “MP EM MAPAS” a partir da consolidação de informações extraídas do Programa Lixão Zero e do PERS (SEA, 2013).

Na análise das informações apresentadas, deve-se considerar a dinâmica das condições operacionais estabelecidas pelos municípios no gerenciamento dos RSU e a eficácia das ações de fiscalização do órgão ambiental. No caso de abandono de uma área de lixão desativado sem remediação, ela pode ocasionalmente ser utilizada como área de recebimento de resíduos municipais ou tipologias de fontes desconhecidas. Dessa forma, a complexidade e a dinâmica da gestão municipal de resíduos sólidos impõe a necessidade de fiscalização permanente das práticas adotadas pelos municípios (MPRJ, 2016).

No mapa da Figura 2.7, está apresentado o diagnóstico da situação atual dos municípios do estado do Rio de Janeiro em relação à gestão dos RSU. Dos 92 municípios, 25 ainda possuem lixões ativos; 39 possuem lixões desativados que ainda não foram remediados; 12 municípios têm lixões desativados em processo de remediação e 10 têm lixões com remediação já concluída.

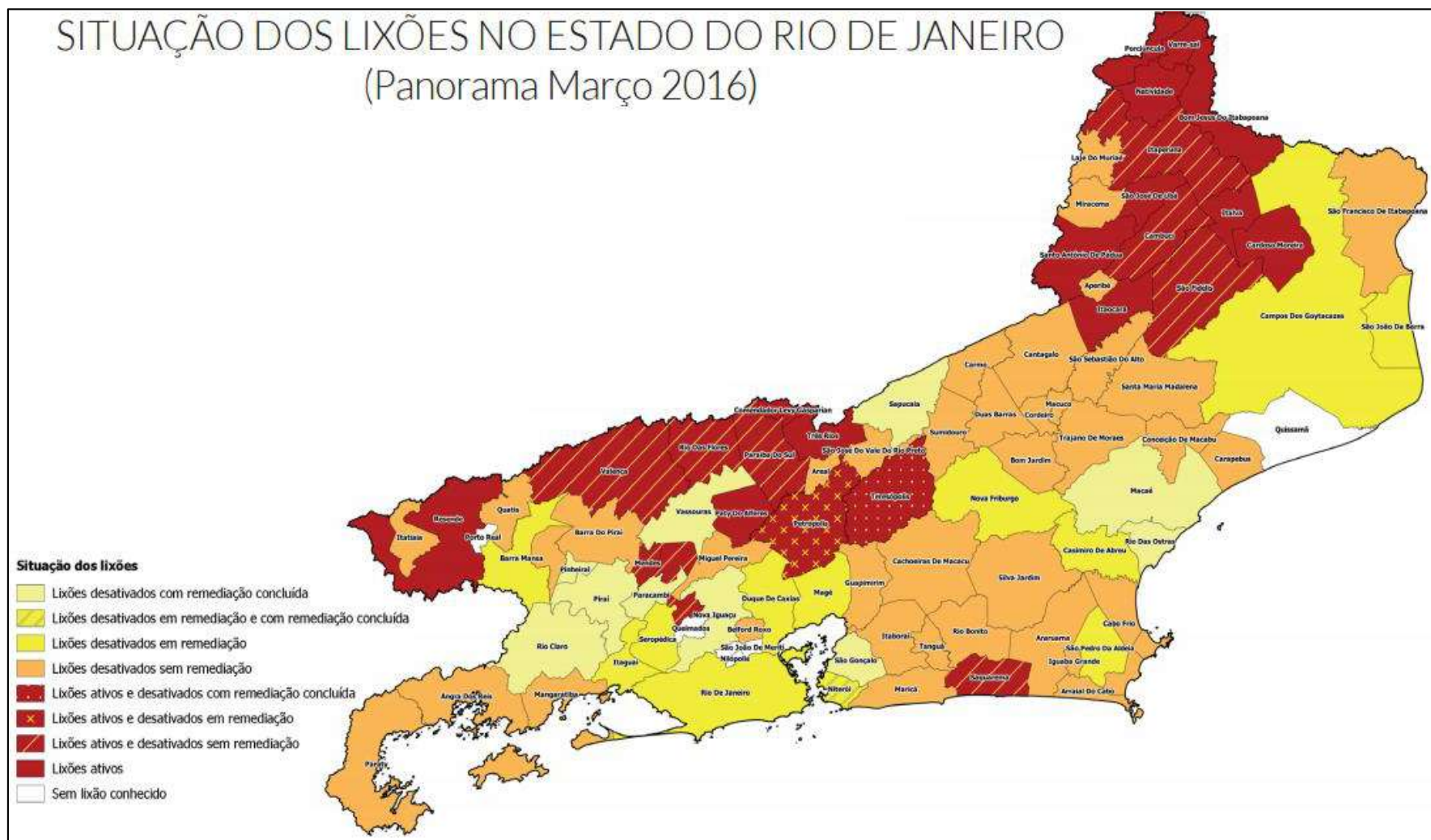


Figura 2.7. Situação dos lixões no Estado do Rio de Janeiro (Panorama Março 2016). Fonte: MPRJ (2016).

2.2 Áreas Contaminadas

O conceito da proteção dos solos foi o último a ser abordado nas políticas ambientais dos países industrializados, bem após os problemas decorrentes da poluição das águas e da atmosfera terem sido tratados. O solo foi considerado por muito tempo um receptor ilimitado de substâncias nocivas descartáveis, como lixo doméstico e resíduos industriais, com base no suposto poder tampão e potencial de autodepuração, que leva ao saneamento dos impactos criados. Porém comprovou-se que essa capacidade foi superestimada, e, somente a partir da década de 70, maior atenção foi dada à sua proteção. Uma área contaminada pode ser definida como um local em que há comprovadamente poluição ou contaminação, causada pela introdução de quaisquer substâncias ou resíduos que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até mesmo natural. Os poluentes podem ser transportados, propagando-se por diferentes vias, como, por exemplo, o ar, o próprio solo, as águas subterrâneas e superficiais, alterando suas características naturais ou qualidade e determinando impactos negativos e/ou riscos sobre os bens a proteger, localizados na própria área ou em seus arredores (CETESB, 2001).

Segundo a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/81), são considerados bens a proteger: saúde e bem-estar da população; fauna e flora; qualidade do solo, das águas e do ar; interesses de proteção à natureza/paisagem; ordenação territorial; planejamento regional e urbano; segurança e ordem pública.

Para BEAULIEU (1998), o mundo industrializado começou a se conscientizar dos problemas causados pelas áreas contaminadas no final da década de 70 e início da década de 80, após a ocorrência de "casos espetaculares", como "Love Canal", nos Estados Unidos; "Lekkerkerk", na Holanda; e "Ville la Salle", no Canadá. Após esses eventos, foram criadas políticas e legislações federais e estaduais. Mais de 200 anos depois da industrialização, a contaminação do solo ainda é um problema generalizado na Europa. Os contaminantes mais frequentes são metais pesados e óleo mineral e de acordo com estimativas da Agência de Meio Ambiente (EEA, 2013), existem aproximadamente 3 milhões de áreas contaminadas na União Europeia, e, destas, cerca de 250 mil necessitam de urgência na remediação. As principais causas de contaminação são atividades industriais e disposição inadequada de resíduos. Em toda Europa, não existe qualquer requisito legal para coletar informações de forma

harmonizada, e, mesmo alguns países possuindo redes detalhadas de monitoramento do solo, a comparação de resultados entre outros países não é tarefa fácil.

VAN CAMP *et al.* (2004) afirmam que o comportamento do consumidor e do setor industrial estão contribuindo para o aumento do número de fontes potenciais de contaminação, como disposição de lixo nos solos. Segundo os autores, na Europa Central e Oriental, muitos problemas atuais decorrem do passado, resultado do legado de tecnologias ineficientes e emissões descontroladas. As áreas contaminadas incluem instalações industriais abandonadas e locais de armazenamento de resíduos que ainda podem estar liberando poluentes e contaminando solos e águas subterrâneas. A capacidade e resiliência do solo em termos de retenção e transformação de contaminantes pode mascarar o dano, que muitas vezes só é percebido quando a contaminação já atingiu o lençol freático.

No Brasil, a resolução CONAMA 420/2009 dispõe sobre os critérios e valores orientadores de qualidade do solo e águas subterrâneas quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas em decorrência de atividades antrópicas. Essa resolução disciplina que, se comprovada a ocorrência de concentrações de substâncias que possam causar risco à saúde humana, os órgãos competentes deverão desenvolver ações específicas para a proteção da população exposta. Além disso, define princípios básicos de gerenciamento de áreas contaminadas e estabelece que o órgão ambiental competente deve instituir procedimentos e ações de investigação e gestão que contemplem as etapas de identificação, diagnóstico e intervenção da área contaminada. Há ainda uma recomendação para que os órgãos ambientais competentes deem publicidade em relação às informações sobre áreas contaminadas identificadas e suas principais características, mas apenas os Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais apresentaram algum avanço nesse sentido.

Das áreas mapeadas, 6.291 em todo o país, 85% estão no estado de São Paulo e a maior parte delas tem a contaminação gerada por postos de gasolina. Dentre os entraves citados pelos órgãos ambientais, a maioria considera muito crítico os elevados custos das técnicas de investigação e remediação e a falta de pessoal qualificado. O mercado brasileiro de remediação em 2014 foi da ordem de um bilhão de dólares, ao passo que nos Estados Unidos ficou em torno de 14 bilhões de dólares (IPT, 2016).

A resolução CONAMA 420/2009 é uma das principais referências no assunto relativo a áreas contaminadas, já que não existe uma abordagem internacional padronizada para a poluição do solo. Antes dessa resolução entrar em vigor, diante da ausência de um marco nacional estabelecido, referências internacionais como os padrões definidos pela U.S. EPA (*United States Environmental Protection Agency*) eram utilizadas.

No Brasil, a primeira lista de valores orientadores para solos e águas subterrâneas foi definida pela CETESB e publicada no diário oficial do estado em 2001, formada por 37 substâncias, com uma revisão, em 2005, que ampliou os valores para 84 substâncias (DD nº 195-2005-E, de 23.11.2005), e outra em 2014 (DD nº 045/2014/E/C/I, de 20.02.2014), sendo esta a lista vigente para os valores orientadores de São Paulo.

A CONAMA 420/2009 estabelece ainda os chamados valores orientadores, que são subdivididos em valores de referência e qualidade, valores de prevenção e valores de investigação ou intervenção. Esta última classificação é a mais utilizada, já que representa a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais de efeitos deletérios, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado. A função desses valores é proporcionar uma orientação quantitativa no processo de avaliação de áreas contaminadas.

O governo do estado do Rio de Janeiro, por meio do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONEMA), sancionou, em 2012, a resolução CONEMA 44 que dispõe sobre a obrigatoriedade da identificação de eventual contaminação ambiental do solo e das águas subterrâneas por agentes químicos no processo de licenciamento ambiental estadual. Em 2013, o Instituto Estadual do Ambiente (INEA) lançou a 1ª Edição do Cadastro de Áreas Contaminadas no estado, que contava com 160 áreas contaminadas e reabilitadas. Em 2014 e 2015, foi realizada uma revisão do mesmo, totalizando 270 e 328 áreas, respectivamente.

O cadastro apresenta as áreas contaminadas distribuídas entre as atividades de indústria, aterros de resíduos e postos de serviço. Entre as 328 áreas contaminadas identificadas no último relatório apresentado pelo INEA no ano de 2015, a grande maioria diz respeito a postos de combustíveis. Apenas 10 áreas (localizadas na Baixada

Fluminense e em Volta Redonda) foram citadas como passivos de aterros de resíduos, sendo 6 áreas sob investigação e 4 sob intervenção, por ter sido constatada a existência de risco à saúde humana.

Ao avaliar esses dados, percebe-se que o relatório do INEA está incompleto, pois, como já apresentado anteriormente, um mapeamento realizado em 2016 pelo Ministério Público do Rio de Janeiro aponta que pelo menos 50 lixões ativos e inativos ainda não foram remediados, configurando áreas com potencial risco de contaminação do solo, águas superficiais e subterrâneas, além de impactos à saúde da população do entorno.

Além da CONAMA 420/2009, a portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde também pode auxiliar na avaliação da água subterrânea, visto que a mesma dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

No que diz respeito às águas superficiais, a CONAMA 357 de 18 de março de 2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e apresenta diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes, revistos recentemente, com a publicação da CONAMA 430/2011.

Em relação às áreas contaminadas a partir do depósito indiscriminado de resíduos, pode-se dizer que, no Brasil, ainda não há uma cultura de cuidados no período posterior ao encerramento das atividades. Nos capítulos a seguir, o tema relativo a monitoramento no período pós-fechamento será discutido em profundidade.

2.3 Gestão de aterros sanitários

De acordo com LANER *et al.* (2012), a gestão do aterro inclui seis etapas antes da sua conclusão. Essas fases estão apresentadas na Figura 2.8 e serão descritas a seguir:



Figura 2.8. Fases da gestão de um aterro sanitário durante seu ciclo de vida (modificado de LANER *et al.*, 2012).

A fase ativa envolve o planejamento, investigação hidrogeológica e geotécnica como base para o projeto, passando pela fase de construção, terraplanagem e preparação do terreno da área de preenchimento. Durante o período de operação, a partir do aterramento do primeiro carregamento de resíduos, há uma alta intensidade de tráfego, cobertura diária do lixo, instalações de dispositivos de drenagem e fechamento das células.

Após o término da operação do aterro, inicia-se a fase passiva, que compreende a cobertura final, cuidados pós-fechamento e vigilância. Considerado muito mais longo em comparação com a fase ativa, a gestão/manutenção de cuidados no pós-fechamento de aterros geralmente inclui o monitoramento das emissões (lixiviados e gases), águas subterrâneas, superficiais e solo, além da manutenção e supervisão dos sistemas de cobertura final. Estando as emissões em níveis aceitáveis, que significa estar na mesma ordem de grandeza dos fluxos encontrados no ambiente circundante, o aterro deve agora estar integrado ao entorno, não necessitando de atenção especial.

Ainda de acordo com LANER *et al* (2012), a fase ativa pode tipicamente durar entre 5 e 20 anos. Já a passiva, uma vez que o aterro sanitário é considerado uma obra de engenharia recente (emergente por volta de 1970), não há experiência de campo sobre quanto tempo o monitoramento ainda é necessário. A incerteza sobre a duração desta fase deve causar cautela sobre a introdução de instalações ambientais de recuperação de energia e manutenção dos dispositivos de drenagem. O aterro concluído, se devidamente remediado e encerrado, pode se tornar útil para a comunidade local, sendo importante o contínuo monitoramento do gás e lixiviado.

2.3.1 *Lixiviado de aterros sanitários*

A geração de resíduos sólidos municipais está crescendo rapidamente em todo o mundo e o aumento do seu armazenamento em aterros significa o crescimento da produção de lixiviado (também chamado de chorume), líquido resultante dos vários processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem dentro do aterro sanitário. O lixiviado de aterro é gerado principalmente devido à infiltração da água da chuva que percola através das camadas de lixo e se acumula na base. Embora as práticas de gerenciamento de resíduos tenham avançado, a geração e o tratamento do lixiviado continuam sendo uma das questões mais importantes associadas à gestão de aterros sanitários. Escoando pelos resíduos, o lixiviado transporta uma variedade de produtos

químicos contendo poluentes orgânicos e inorgânicos que devem ser tratados para reduzir seu impacto sobre os solos e águas superficiais e subterrâneas (MAHMUD *et al.*, 2012; BHATT, 2017).

2.3.1.1 Composição e fatores intervenientes nas características do lixiviado

A composição do lixiviado é de grande interesse, pois, conhecendo seu potencial poluidor, é possível estudar e aplicar técnicas de redução ou eliminação desses poluentes, que podem trazer riscos à saúde pública. Além disso, a partir de sua caracterização, pode-se obter informações relativas à necessidade de alocação de recursos no monitoramento pós-fechamento dessas áreas. No entanto, o tipo de material depositado nos aterros e fatores tais como regime pluviométrico, temperatura, umidade, hidrogeologia, idade e eventos que possam ter ocorrido antes da amostragem do mesmo, podem afetar a composição do lixiviado.

Segundo CHRISTENSEN *et al.* (2001), é possível caracterizar o lixiviado em 4 grupos de poluentes:

- Matéria orgânica dissolvida expressa pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou pelo Carbono Orgânico Total (COT) e Carbono Orgânico Dissolvido (COD), incluindo ácidos fúlvicos e húmicos. A diluição, dispersão e degradação são os principais processos que regulam a atenuação das concentrações de matéria orgânica dissolvida no aquífero. A concentração dessas substâncias diminui à medida que os resíduos se degradam;
- Macropoluentes inorgânicos: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , SO_4^{2-} e CO_3^{2-} . A amônia está associada ao substrato biodegradável, já o fósforo é encontrado sob a forma de fosfatos, que, uma vez em contato com as águas receptoras, contribui para o fenômeno da eutrofização. A maioria desses elementos não possui elevada toxicidade – com exceção da amônia livre, que é tóxica para ecossistemas aquáticos;
- Metais pesados: as concentrações dos metais pesados – As, Ag, Cd, Pb, Co, Cr, Ni, Cu, Zn, Hg – geralmente são baixas pelo fato de estarem sujeitos a forte atenuação por sorção e precipitação na fase metanogênica do aterro. A maior preocupação é a complexação com a matéria orgânica, a qual aumenta a mobilidade dos metais pesados. A sorção dos metais ocorre em minerais

argilosos, matéria orgânica e óxidos de ferro e é controlada pelo pH do meio. A atenuação dos metais pesados por precipitação ocorre principalmente em sulfetos e carbonatos, ainda que fosfatos e hidróxidos possam contribuir para a redução da solubilidade;

- Compostos orgânicos xenobióticos (XOC): fazem parte da relação de compostos orgânicos voláteis (VOC) e semivoláteis (SVOC) que incluem hidrocarbonetos aromáticos voláteis, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, metanos, etanos e etenos clorados, fenóis, pesticidas, bifenilas policloradas (PCB), alguns produtos farmacêuticos e hormônios. Esses componentes possuem elevada toxicidade, ainda que representem uma pequena porcentagem do COD na água impactada por lixiviado, em concentrações da ordem de partes por bilhão. A atenuação das concentrações de XOC em plumas ocorre por diluição, sorção e degradação.

No que diz respeito aos fatores intervenientes nas características do lixiviado, além das variações a partir de processos ocorridos devido à decomposição do lixo, há também a influência de outros elementos, que afetam não só a qualidade, mas também a quantidade de lixiviado gerado.

É comum observar diferenças na composição entre lixiviado de diferentes aterros e isso se justifica a partir dos seguintes fatores: condições climáticas e hidrogeológicas (variações sazonais, níveis de precipitação, temperatura e hidrogeologia local), resíduos aterrados (tipo, composição e idade) e forma de operação do aterro (número, disposição e espessura das células, compactação das camadas, existência de drenagem de chorume e gases e cobertura final) (IACONI *et al.*, 2006; PARK *et al.*, 2001; KOUZELI-KATSARI *et al.*, 1999).

- **Condições climáticas e hidrogeológicas**

Estudos realizados em diferentes aterros ao redor do mundo apontam que à medida que as temperaturas do lixiviado aumentam, o material facilmente biodegradável é mais rapidamente decomposto. A temperatura desempenha, portanto, um papel fundamental na ativação de enzimas bacterianas para degradar os compostos orgânicos (MEFFERT e OVERBECK 1979; FEUILLADE *et al.*, 1988, MARVALIN *et al.*, 1989, MATTIAS e NILSSON 1997, LUDVIGSEN *et al.*, 1999; ANDERSSON e NILSSON 2001).

No que diz respeito à relação entre precipitação e geração de lixiviados, KHATTABI *et al.* (2002) perceberam que existe um período de atraso consistente entre o evento chuva e a alteração do efluente. Sendo assim, mudanças no aterro podem não ocorrer imediatamente às chuvas devido aos múltiplos caminhos de fluxo preferencial no maciço de lixo e/ou à baixa umidade dos resíduos.

Já em relação à hidrogeologia local, dependendo do tipo de solo, poderá haver maior ou menor atenuação dos metais, além de uma série de reações entre o lixiviado e o solo, dado os minerais presentes neste meio. Além disso, processos de diluição e dispersão podem ocorrer em água subterrânea dependendo da permeabilidade dos aquíferos presentes.

- **Resíduos aterrados**

A variação da composição do lixiviado também pode ser atribuída ao tipo de resíduo aterrado. Os aterros que contêm resíduos com expressiva quantidade de matéria orgânica (elevado teor de umidade), como é o caso das áreas de disposição no Brasil, passam por um processo de envelhecimento através de uma série de etapas que têm impacto na composição do lixiviado. A duração desse processo é de difícil previsão devido ao número de variáveis que podem afetar a eficiência de diferentes estágios de degradação bacteriana, modificando a composição e a toxicidade do lixiviado ao longo do tempo.

Além disso, o volume de água que infiltra no aterro está diretamente relacionado aos processos naturais que ocorrem dentro do maciço. Em condições favoráveis, geralmente ditadas pela presença de umidade suficiente para suportar a atividade microbiana, os aterros comportam-se como reatores anaeróbicos de grande escala. Simultaneamente, processos físico-químicos incluindo dissolução, precipitação, adsorção, diluição e volatilização influenciam na qualidade do lixiviado.

A caracterização do lixiviado pode tornar-se ainda mais complexa pois sua composição também varia em função da idade do aterro. O lixiviado produzido em aterros mais novos é caracterizado pelas quantidades substanciais de ácidos voláteis, como resultado da fase ácida da fermentação. Já em aterros maduros, grande parte dos produtos orgânicos presentes se dá em frações húmicas e fúlvicas (KOUZELI-KATSIRI *et al.*, 1999; CHRISTENSEN *et al.*, 2001; KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008). Ressalta-se ainda que a concentração de uma espécie química encontrada no chorume

vai depender principalmente da composição e do estágio de decomposição do lixo, da solubilidade daquela espécie química e do pH da amostra (CANO, 2014).

- **Forma de operação**

A forma com que o aterro é operado também pode influenciar no lixiviado gerado. Dependendo do número de células construídas, se houve ou não impermeabilização da base, como foi feita a compactação dos resíduos, o tipo de cobertura, a qualidade do sistema de drenagem e até mesmo a existência de recirculação do lixiviado podem afetar o produto final. Quando os sistemas de drenagem são feitos de forma independente em cada célula, como se fossem aterros distintos, o lixiviado só se mistura no coletor final e uma variedade de compostos pode ser encontrada (FIUZA *et al.*, 2000; GOMES e SILVA, 2005; LÔBO, 2006).

Quando a operação se dá a partir de células novas construídas sobre as mais antigas, de modo que o lixiviado gerado pelo lixo mais recente acaba sendo tratado nas camadas de base, o produto final não é mais uma mistura de diversas células, mas sim da atividade microbiana exercida por todas as camadas em conjunto (SOUTO, 2009). Além disso, dependendo da espessura das células operadas, a temperatura da massa de resíduos também pode variar, graças ao efeito de isolamento térmico. Quanto maior a profundidade, percebe-se uma menor variação da temperatura, e quanto mais estável, melhor para os micro-organismos (FARQUHAR e ROVERS, 1973).

O grau de compactação dos resíduos e o tipo de cobertura final também exercem importante influência na quantidade de lixiviado gerado. Quanto mais compactada for uma célula, menor será a quantidade e fluxo de água que percolará sobre o maciço. Já no caso das coberturas, é importante verificar a declividade, permeabilidade do material compactado e tipo de vegetação escolhida para que haja o adequado controle da entrada de água no aterro, evitando um aumento na produção do lixiviado.

2.3.1.2 Evolução das fases dos aterros sanitários

A degradação dos resíduos orgânicos em aterros normalmente passa pelas seguintes fases:

- **Fase 1: Aeróbia (alguns dias a algumas semanas)**

Na fase inicial, os resíduos recém-aterrados contêm uma quantidade considerável de ar. Este fato explica o motivo desta primeira fase da degradação ser

aeróbia. Pode ser essencialmente caracterizada pelo curto período de residência dos resíduos orgânicos e elevada disponibilidade de oxigênio, fazendo com que os micro-organismos decomponham a matéria orgânica com o consumo de oxigênio. Em tese, o metabolismo aeróbio seria capaz de degradar toda matéria orgânica, mas, na prática, a quebra não é completa. Segundo MC BEAN *et al.*, (1995), a decomposição aeróbia nos aterros também gera materiais parcialmente degradados, incluindo alguns ácidos orgânicos, e grande parte do substrato é convertida em biomassa.

O metabolismo aeróbio gera muito calor e, logo após a disposição do resíduo, há um pico de temperatura que ocorre entre o primeiro e o nono dia após a deposição do resíduo (FARQUHAR e ROVERS, 1973). É raro o aparecimento de lixiviado oriundo diretamente da fase aeróbia, porque o resíduo normalmente ainda não atingiu a capacidade de campo. Porém, isto pode acontecer caso haja caminhos preferenciais ou vazios por onde a água de chuva possa passar rapidamente (BARLAZ e HAM, 1993). Com o término do oxigênio o aterro entra em condições anaeróbias.

- **Fase 2: Anaeróbica ácida (algumas semanas a uma década)**

Nesta fase, não há produção de metano, ocorrendo uma queda no teor de oxigênio. A garantia do estabelecimento de condições anaeróbias é a elevada concentração de matéria orgânica e a dificuldade de penetração do oxigênio nos resíduos compactados. No princípio, acreditava-se que os micro-organismos estritamente aeróbios morreriam em condições de anaerobiose, e vice-versa. Porém, na fase ácida, há a predominância da ação dos micro-organismos acidogênicos, que convertem a matéria orgânica em gás carbônico, água, amônia, hidrogênio e compostos orgânicos parcialmente degradados, como os ácidos orgânicos – principalmente o ácido acético (MCBEAN *et al.*, 1995).

As maiores concentrações de DBO e DQO no lixiviado serão medidas durante essa fase (BARLAZ e HAM, 1993; REINHART e GROSH, 1998). Grandes quantidades de matéria orgânica dissolvem-se na água de percolação, e os valores de DBO podem superar os 10.000 mg/L. As razões DBO/DQO são altas, entre 0,4 e 0,8, usualmente acima de 0,7, indicando que grande parte dos materiais orgânicos solúveis são facilmente biodegradáveis (MCBEAN *et al.*, 1995). No lixiviado de um aterro recém-fechado, sua DQO pode estar acima de 10.000 mg/L, mas 10 anos depois é tipicamente da ordem de 3.000 mg/L. Esse declínio reflete a degradação microbiana do

lixo orgânico que gradualmente consome a maior parte do oxigênio disponível (KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008). Como consequência, os aterros mais jovens tendem a conter quantidades maiores de ácidos orgânicos voláteis produzidos por fermentação do que os aterros mais antigos.

Como o pH é ácido, o lixiviado dessa fase é quimicamente agressivo. O gás carbônico dissolvido e a grande quantidade de ácidos orgânicos fazem com que o pH do lixiviado caia para valores de até 4,5. O pH baixo, devido ao tamponamento exercido pelos ácidos voláteis, aumenta a solubilidade de alguns metais como ferro, cálcio, magnésio, manganês, zinco e estrôncio. Percebe-se também a conversão de nitrito e nitrato em N_2 através do processo de desnitrificação (EHRIG, 1983; MCBEAN *et al.*, 1995).

Ao contrário da fase aeróbia, nesta fase, a produção de energia e biomassa são relativamente pequenas. Porém é possível verificar que a temperatura do maciço aumenta, pois os resíduos comportam-se como bons isolantes térmicos. Esse efeito faz com que as maiores variações de temperatura ocorram nas zonas superiores do aterro, por estarem mais sujeitas à influência do ambiente. Quanto mais afastado da superfície, menores as variações de temperatura (EHRIG, 1983; MCBEAN *et al.*, 1995).

A fase de produção acelerada de ácidos pode durar anos ou mesmo décadas. Entretanto, para os aterros localizados em regiões de clima tropical, esse tempo pode ser bem mais curto (CHEN, 1996).

- **Fase 3: Metanogênica inicial (alguns meses a algumas centenas de anos)**

O início desta fase dá-se quando quantidades mensuráveis de metano são produzidas e está associada com o pH neutro. Os valores de DBO diminuem, e é observado um lixiviado mais estável, com baixa relação DBO/DQO. Geralmente, observam-se concentrações muito baixas de metais pesados, mas, em contrapartida, a concentração do nitrogênio amoniacal não diminui, constituindo, muitas vezes, um importante poluente de longo prazo no lixiviado (KJDELSSEN *et al.*, 2002).

- **Fase 4: Metanogênica Estável (> 100 anos, incerto)**

Na fase metanogênica estável, a taxa de produção de metano atingirá o ápice e dependerá da hidrólise da celulose e hemicelulose. O pH continua a aumentar e a relação DBO/DQO pode ser menor que 0,1 porque os ácidos carboxílicos são consumidos tão rapidamente quanto são produzidos.

As descrições das fases 5 a 8 são consideradas hipotéticas. Especula-se que seriam necessárias centenas a milhares de anos até que a última fase pudesse ser observada em aterros reais, o que dependerá das condições locais (composição dos resíduos, cobertura, etc.) (BOZKURT *et al.*, 1999; KJELDSEN *et al.*, 2002). A Figura 2.9 apresenta a distribuição das fases citadas.

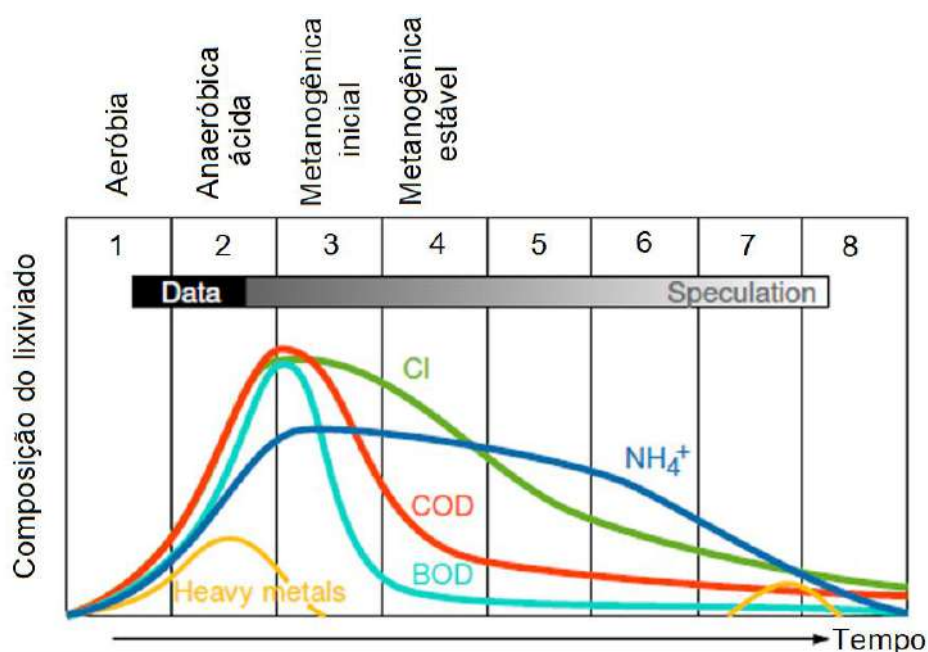


Figura 2.9. Características e fases do lixiviado para um aterro de RSU (KJELDSEN *et al.*, 2002, baseado em FARQUHAR e ROVERS, 1973).

2.3.1.3 Riscos ao meio ambiente e à saúde humana

O aterro sanitário é tradicionalmente considerado uma técnica barata e relativamente simples para eliminação de resíduos. Estratégias modernas de gestão consideram que a técnica deve ser aplicada como último caso, visto os importantes impactos ambientais causados, principalmente devido ao transporte do lixiviado nas águas superficiais, subterrâneas e nos solos (COSSU, 2013).

A contaminação das águas superficiais e subterrâneas a partir do lixiviado gerado em aterros ocorre, principalmente, pela falta de cuidados com a drenagem e tratamento do lixiviado. Além do impacto ambiental, podem ser colocados em risco a saúde e segurança da população que vive no entorno dessas áreas. Estudos realizados no Brasil e no mundo têm o objetivo de avaliar o potencial poluidor do lixiviado, verificando as alterações que esses poluentes podem causar nas águas superficiais e principalmente subterrâneas, em virtude do seu uso como água potável (MOR *et al.*, 2006; SANTOS, 2008; REZA e SINGH, 2010; SHEYKHI e MOORE, 2012; GOHER *et al.*, 2014; PATIL *et al.*, 2014; PANDE *et al.*, 2015; SIZIRICI e TANSEL, 2015; MONDELI *et al.*, 2016; MILIVOJEVIĆ *et al.*, 2016; ROHLFS, 2016; ABDEL-SATAR *et al.*, 2017).

O solo também pode ser impactado a partir do transporte do lixiviado gerado nos aterros. Os metais pesados, por exemplo, apesar de serem constituintes naturais dos solos, vêm tendo suas concentrações aumentadas devido a atividades como a eliminação de lixo. Esses contaminantes podem estar dissolvidos na água, que é o principal agente transportador de substâncias para o solo. O transporte dos contaminantes através do meio poroso dá-se por mecanismos de transporte associados a processos físicos e bioquímicos. Diversas pesquisas foram realizadas com o objetivo de avaliar a contaminação do solo a partir do lixiviado de aterros. Principalmente, em países subdesenvolvidos, em que o lixo é operado sob forma de lixão, é possível avaliar que a incidência de metais pesados nesse meio pode ser alta (AKOBUNDU e NWANKWOALA, 2013; BARBIERI *et al.*, 2014; BARBIERI, 2016; AIMAN *et al.*, 2016; TUME *et al.*, 2016; SHARIFI *et al.*, 2016).

Estudos referentes ao potencial de toxicidade do lixiviado em diferentes organismos também são encontrados na literatura. Testes de toxicidade em peixes, crustáceos e camundongos apresentaram, respectivamente, redução da atividade das brânquias bem como alterações significativas tanto na reprodução quanto na sobrevivência em relação à população controle e estresse oxidativo no fígado e em estruturas cerebrais, quando expostos ao lixiviado (MACHADO, 2005; MIRANDA, 2005; MENDONÇA, 2010; ALVES, 2010; OLIVEIRA, 2012).

Por meio da cadeia trófica ou da exposição direta ao solo e águas contaminadas, os efeitos nocivos aos organismos testados podem atingir também a saúde humana. São grandes as preocupações sobre os prováveis efeitos adversos e estes são tratados por

diversos autores. Desde problemas respiratórios, fadiga, dores de cabeça, náuseas, irritações na pele, baixo peso em recém-nascidos, reduções das funções neurológicas e hepáticas, anomalias congênitas, problemas reprodutivos e prevalência de câncer de diversas tipologias (HOUK, 1992; ROBAZZI *et al.*, 1992; ANJOS *et al.*, 1995; VELLOSO, 1995; ZEPEDA, 1995; CANTANHEDE, 1997; DIAZ *et al.*, 1997; FERREIRA, 1997; ACCURIO *et al.*, 1998; GOLDBERG *et al.*, 1999; LEITE e LOPES, 2000; MAGLIO, 2000; VRIJHEID, 2000; HOWARD, 2001; PUKKALA e PONKA, 2001; HELLER e CATAPRETA, 2003; GIUSTI, 2009; GOUVEIA e PRADO, 2010; DAVOLI *et al.*, 2010; HEANEY *et al.*, 2011; CORREA *et al.*, 2011; SCHWARZENBACH *et al.*, 2010; MAHLER *et al.*, 2015).

2.3.2 Encerramento de aterros de RSU e cuidados no pós-fechamento

2.3.2.1 Contexto Internacional

Na Europa e nos Estados Unidos, através da Diretiva da União Europeia (1999/31/CE) e da Lei de Conservação de Recursos e Recuperação (RCRA, EPA, 1976), o fim dos cuidados no período pós-fechamento (também chamado pós-tratamento) de um aterro de resíduos é definido como o momento em que as autoridades competentes determinam que a área não mais representa uma ameaça à saúde humana e ao meio ambiente. Nesses países, o período é estabelecido como, no mínimo, 30 anos.

Embora a reutilização e reciclagem dos resíduos sejam metas importantes a serem alcançadas, o aterro sanitário ainda será necessário para eliminação do que não pode ser tratado de outras formas. Sendo assim, uma vez que os aterros provavelmente estarão presentes ainda por muito tempo, terão de ser tomadas medidas para reduzir suas emissões.

Os esforços para avaliar o comportamento dos aterros sanitários fechados têm relevância global, porque apesar de haver variações significativas nas práticas de gerenciamento entre diferentes países, os elementos básicos de projeto de aterros são semelhantes. Geralmente, está incluindo um sistema de impermeabilização de base para separar os resíduos do ambiente subterrâneo, sistemas para a coleta e gerenciamento de lixiviados e gás e a colocação de uma camada de cobertura final após o fim da operação (GIBBONS *et al.*, 2014).

A gestão de aterros fechados inclui tipicamente o monitoramento de emissões potenciais (lixiviado e gás) e de sistemas que são impactados com o transporte dos efluentes (águas subterrâneas, águas superficiais, solo e ar). Esse controle não deve ser ignorado após o fim da operação, visto que processos de degradação química e biológica do lixiviado não cessam com o fechamento, e as emissões podem continuar gerando impacto ambiental.

Segundo LANER (2011), a fase ativa (operação) dura menos que a passiva (pós-fechamento), e normalmente os recursos necessários para realização do monitoramento pós-fechamento não estão disponíveis, não sendo considerado, portanto, uma prioridade dos gerenciadores dessas áreas. Como não há critérios técnicos para avaliar a duração e os riscos ambientais associados a essa fase, é difícil desenvolver estratégias para a proteção da saúde humana e meio ambiente no entorno de aterros fechados (BARLAZ *et al.*, 2002, STEGMANN *et al.*, 2006, MORRIS e BARLAZ 2011. SCHARFF *et al.*, 2011).

Entre as atividades do período pós-fechamento, o custo do monitoramento da qualidade das águas é uma das maiores despesas de longo prazo (mais de 90% do custo total). O monitoramento requer identificar hidrogeologia, caracterizar a qualidade das águas subterrâneas e avaliar o potencial poluidor dos contaminantes no lixiviado (SIZIRICI e TANSEL, 2015).

O desenvolvimento de estratégias adequadas de gestão de aterros a longo prazo é do interesse tanto das agências reguladoras quanto dos proprietários dos aterros. A gestão fiscal adequada é fundamental para assegurar a proteção à saúde humana e ao ambiente, o bem-estar financeiro dos proprietários de aterros e para evitar o desenvolvimento de aterros sem financiamento (LANER, 2011).

Várias alternativas vêm sendo discutidas no que diz respeito à gestão a longo prazo dos aterros em países da Europa e nos Estados Unidos. Essas alternativas incluem:

- **Rescisão do pós-tratamento após um período de tempo definido**

Descreve uma situação em que a administração do aterro é realizada pelo proprietário e é terminada após um período de até 30 anos ou qualquer outro especificado pelo órgão regulador. Essa alternativa deixa a sociedade responsável por problemas que possam surgir depois que o proprietário não mais se responsabilizar

pelos cuidados do local, podendo representar uma ameaça potencial à saúde humana e meio ambiente (LANER, 2011).

- **Cuidado permanente**

Nesta alternativa, é necessário que o proprietário controle e mantenha o aterro permanentemente. Embora remova a incerteza sobre a duração do período de cuidados pós-fechamento para os proprietários e as autoridades e ofereça a máxima proteção ao meio ambiente e à saúde humana, o método não é considerado rentável (SCHARFF *et al.*, 2011).

- **Estabilização completa do resíduo**

O aterro é gerenciado até que os resíduos se tornem completamente estáveis com relação às características químicas, biológicas e físicas. No ponto de estabilização completa, os resíduos não mais representam uma ameaça ao meio ambiente e à saúde humana. Neste caso, porém, a avaliação da estabilidade bioquímica é considerada uma tarefa difícil, já que é comum o acúmulo de amônia e produtos químicos persistentes em lixiviados. Tendo em vista a heterogeneidade dos resíduos, a determinação do tempo de degradação de cada material constitui um desafio em relação ao seu comportamento (KJELDSEN *et al.*, 2002)

- **Critérios químicos específicos**

Nesta alternativa, o pós-tratamento do aterro é realizado até que sejam alcançados critérios específicos para chorume e gás. No caso dos lixiviados de aterros de RSU, uma proporção DBO/DQO inferior a 0,1 tem sido sugerida como indicador de lixiviado estável, sendo reconhecida como uma condição necessária, mas não suficiente para a estabilidade química (REINHART e TOWNSEND, 1997; BARLAZ *et al.*, 2002).

- **Abordagem baseada em desempenho**

O objetivo desta alternativa é adaptar a gestão do pós-encerramento ao desempenho real do aterro. O foco é fornecer orientações específicas sobre a gestão do aterro após o fechamento para alcançar uma redução sequencial dos cuidados necessários nessa etapa. Um estado desejado do aterro ao fim do acompanhamento da fase de pós-encerramento não é definido, porém a intensidade desse tratamento é reduzida até a fase de cuidados mínimos (MORRIS e BARLAZ, 2011).

Segundo LANER (2011), essas abordagens baseiam-se no monitoramento de aterros e seus dados de desempenho, que são usados para avaliar seu estado real e para determinar as atividades adequadas no período pós-fechamento. Assim, os procedimentos de avaliação são específicos para determinado local e fornecem orientações sobre a redução sequencial de intensidade de cuidados que pode, em última análise, levar à sua conclusão.

Um sistema baseado em desempenho para avaliar os requisitos de pós-tratamento em aterros de RSU foi elaborado por MORRIS e BARLAZ (2011) através de uma metodologia que aborda os quatro aspectos principais relativos a monitoramento e manutenção de aterros (qualidade e quantidade do lixiviado, gestão do gás, monitoramento e proteção das águas subterrâneas e manutenção da cobertura final) em um sistema modular. O sistema fornece a administração em longo prazo de aterros de RSU, avaliando seus impactos atuais e futuros ao meio ambiente com base na avaliação da "estabilidade funcional". Esse termo é utilizado para definir se um aterro fechado pode apresentar ameaças à saúde humana e ao meio ambiente. A aplicação da metodologia geral envolve a análise de tendências estatísticas em lixiviados, geração de gases de aterro e a qualidade das águas subterrâneas. Uma vez que uma mudança no pós-tratamento é implementada, o proprietário deverá verificar a ocorrência de efeitos adversos através do monitoramento.

A aplicação de alguns componentes dessa metodologia de pós-tratamento foi realizada na Flórida e descrita por SIZIRICI (2009). Um conjunto de parâmetros relevantes como, por exemplo, nitrogênio amoniacal, foi identificado e estimativas de níveis de emissões futuras foram obtidas para o estudo. Concluiu-se, nesse caso, que a gestão do gás de aterro não era mais necessária, mas que o controle dos lixiviados e das águas subterrâneas deveriam ainda ser realizados. Assim, o período de cuidados pós-fechamento pôde ser reduzido para alguns elementos do aterro (por exemplo, análise do gás), porém outros critérios continuaram sendo verificados para que a população e o meio ambiente não fossem prejudicados.

SIZIRICI *et al.* (2011) apresentaram um procedimento de avaliação preliminar das necessidades de pós-tratamento em aterros fechados baseado em avaliações de peritos sobre parâmetros específicos do local, combinados a um algoritmo de classificação através da atribuição de pesos aos diferentes fatores. A pontuação geral do

algoritmo foi usada para categorizar as condições de aterros sanitários e classificá-las como nível crítico, aceitável ou bom.

A abordagem baseada no desempenho, para cuidados posteriores com base no potencial de atenuação natural em um aterro sanitário, foi também descrita por VAN VOSSEN (2010). Essa abordagem visa a redução de emissões em aterros de RSU fechados e baseia-se na demonstração em escala real da metodologia e estudo de caso em três aterros na Holanda. O modelo para demonstrar a capacidade dos processos de atenuação natural em eliminar progressivamente os níveis inaceitáveis de contaminantes é referido como SANA (*Sustainable Aftercare of landfills based upon Natural Attenuation*). Como um dos aterros estudados foi parcialmente construído sem um sistema de revestimento de base, o modelo foi capaz de analisar o potencial de atenuação natural do corpo do aterro, assim como sua pluma de contaminação nas águas subterrâneas. As condições do aterro são caracterizadas e o modelo avalia o estado dos processos bioquímicos, geoquímicos e hidrológicos considerando os indicadores de desempenho (temperatura, razão DBO/DQO, nitrogênio amoniacal, taxa de produção de gás e razão CH₄/CO₂) que são usados para descrever o grau de estabilização da matéria orgânica.

- **Avaliação de risco ambiental**

A avaliação de riscos tem sido aplicada em aterros de RSU com foco em níveis de emissão de chorume e poluição de águas subterrâneas. Segundo PIVATO (2003), um nível aceitável de risco deve ser definido para o estado do aterro que se encontra no período final do pós-tratamento. Assim, para avaliar o risco de um aterro fechado, os potenciais efeitos negativos sobre a saúde humana e meio ambiente precisam ser analisados.

SCHARFF *et al.* (2007) e SCHARFF *et al.* (2011) afirmam que é necessária uma avaliação segura dos riscos para definir o período necessário para o pós-tratamento. Dentro de um estudo piloto sobre a disposição de resíduos em aterros, principalmente inorgânico, os autores desenvolveram uma abordagem para determinar critérios de conclusão de pós-tratamento. Embora reconhecendo a importância de aspectos como emissões de gás de aterro (para aqueles que contenham resíduos biodegradáveis) ou parâmetros associados à estabilidade, os autores centram-se na avaliação do risco através da geração de chorume. O impacto em longo prazo dessas emissões é avaliado

com base em modelagem geoquímica e posterior comparação dos níveis máximos de concentração para os critérios de qualidade da água. A abordagem sugerida emprega um modelo de transporte reativo sofisticado para descrever o transporte de contaminantes através do solo, revelando cloreto e sulfato como substâncias potencialmente poluidoras. Deve-se ressaltar que esses resultados se relacionam com lixiviado de aterros sanitários em grande parte inorgânicos. Parâmetros tipicamente importantes no lixiviado de aterros de RSU (por exemplo, nitrogênio amoniacal, DQO, DBO) não foram abordados. SCHARFF *et al.* (2011) concluem que é necessária uma abordagem de avaliação de risco robusta para determinar critérios de conclusão de pós-tratamento, levando em consideração as condições locais.

Outra abordagem de avaliação de risco, baseada principalmente na modelagem de chorume de aterro e processos de transporte de contaminantes em subsuperfície, foi apresentada por HALL *et al.* (2007). A modelagem é efetuada com o programa LandSim2.5, usado para prever o período de tempo que o aterro atinge o "estado de equilíbrio" com o meio ambiente, tendo como base hipóteses específicas no que diz respeito ao desempenho da camada de cobertura final. Conforme apresentado no artigo, o equilíbrio é definido como o estado em que as emissões de um aterro ocorrem a uma taxa que permite a atenuação natural suficiente no ambiente circundante, evitando danos ao meio ambiente, e por conta disso, não havendo mais a necessidade de gerenciamento e monitoramento da área. Consequentemente, se as condições de equilíbrio são atingidas na área do aterro, o pós-tratamento pode ser rescindido.

Por outro lado, BOERBOOM *et al.* (2003) não avaliam o risco de poluição proveniente de um aterro de RSU fechado, mas sim os custos dos riscos ambientais associados ao pós-tratamento. Segundo os autores, a metodologia para estimar a gestão adequada das atividades de pós-tratamento deve ser baseada nos potenciais riscos financeiros presentes. A avaliação dos riscos baseia-se em estimativas de especialistas de probabilidades de falha para eventos específicos que estão ligados à ocorrência de eventos indesejados. A metodologia visa melhorar a confiabilidade de produtos e processos através da análise sistemática de possíveis falhas e suas consequências, orientando na adoção de medidas corretivas ou preventivas.

Embora essas abordagens possam ser úteis para uma avaliação dos riscos ambientais associados com aterros de RSU fechados, elas ainda não são suficientes para formar um quadro de avaliação do pós-tratamento. Segundo LANER (2011), há um alto

nível de incerteza envolvido em uma avaliação de risco, havendo necessidade de procedimentos consistentes que permitam uma avaliação mais objetiva do risco ambiental em um aterro fechado. HALL *et al.* (2007) acrescenta ainda a complexidade das modelagens devido às incertezas sobre o desempenho dos sistemas de contenção.

2.3.2.2 Contexto Brasileiro

O projeto de um aterro sanitário deve ser parte constituinte do gerenciamento integrado de RSU, juntamente com o planejamento para implantação de coleta seletiva, compostagem, práticas de educação ambiental e redução do consumo.

Segundo a NBR 8419/1992, alguns aspectos devem ser considerados para a implantação desse tipo de obra, como o zoneamento ambiental e urbano, acessos, vizinhança, economia de transporte, presença de jazidas no local, infraestrutura urbana, entre outros. Sanados os problemas iniciais para escolha da área e início da operação, uma das maiores preocupações é o risco do aterro sanitário ser transformado em lixão, o que pode acontecer pela descontinuidade das gestões públicas municipais, escassez e falha na administração de recursos e até mesmo conduta inadequada de empresas operadoras de aterros particulares, no caso de abandono da área após o fim da operação.

É importante mencionar que os aterros sanitários são estruturas recentes no Brasil e que grande parte das áreas de disposição final tem sido operadas sob forma de lixões ou aterros controlados. A falta de conhecimento do tipo de resíduo aterrado, visto que não há controle do material que entra nesses locais, dificulta a previsão do comportamento dos RSU. Alguns acidentes dão-se principalmente por não haver a verificação de sua estabilidade e determinação das variáveis que interferem no processo de degradação do material.

O monitoramento geotécnico e ambiental realizado no Brasil restringe-se aos aterros sanitários de grande porte, e ainda assim, o que se percebe é uma variação de procedimentos e tipos de monitoramentos de um aterro para o outro, tanto no critério de escolha dos instrumentos, quanto na frequência de suas leituras (CEPOLLINA *et al.*, 2004; EID *et al.*, 2000; STARK, 2000; BENVENUTO e CUNHA, 1991). Pelo fato dessas obras serem estruturas recentes, as referências sobre monitoramento e estudo de casos de acidentes em aterros sanitários são escassas na literatura (CARVALHO, 1999, CATAPRETA, 2008; SCHULER, 2010; MACHADO *et al.*, 2010).

O monitoramento geotécnico e ambiental dos aterros sanitários deve ser previsto ainda na fase de projeto, possibilitando avaliar o maciço de forma contínua e sistemática no que diz respeito ao seu comportamento e condições de estabilidade. Deve compreender: controle de deslocamentos verticais e horizontais; controle do nível e da pressão nos líquidos e biogás; controle da descarga de lixiviados através de drenos; análises de poluentes presentes; escolha do tipo de tratamento; inspeções periódicas, buscando-se indícios de erosão e trincas, além do controle tecnológico dos materiais de construção empregados nas obras civis (JUCÁ *et al.*, 1999; SIMÕES *et al.*, 2003).

Não há normas nem critérios consagrados para realização dessa instrumentação. O monitoramento geotécnico de aterros sanitários, por exemplo, é baseado na instrumentação de barragens de terra, com diversas adaptações, visto que o comportamento dos resíduos é bastante complexo, podendo haver bloqueio de líquidos e gases no interior do maciço (BENVENUTO e CIPRIANI, 2010).

Além das lacunas existentes no quesito instrumentação de aterros, outra questão muito pouco discutida entre gestores, pesquisadores e regulamentadores diz respeito ao encerramento e pós-encerramento dessas áreas (SHINZATO, 2014). Um estudo da Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos (ABETRE, 2009) confirmou que essas etapas da gestão são frequentemente subestimadas ou até mesmo desconsideradas nos orçamentos públicos, resultando na insuficiência de recursos financeiros que serviriam para assegurar os cuidados mínimos desses depósitos de resíduos desativados.

O encerramento das atividades operacionais de disposição de resíduos em um aterro sanitário constitui o marco inicial dos trabalhos para recuperação ambiental da área utilizada. Mesmo após encerrada, a garantia de que não causará impactos ao meio ambiente e à saúde da população do entorno não é imediata. Os maciços dos aterros continuam apresentando deformações horizontais e verticais muito elevadas e gerando lixiviado e gases devido às reações químicas do material orgânico que os constituem (BERNARDES *et al.*, 1999).

O monitoramento na fase de pós-fechamento dos aterros é praticamente inexistente no Brasil. Na NBR 8419/1992, algumas informações são expostas em relação ao plano de encerramento do aterro e cuidados posteriores. Segundo a norma, deverá haver um plano indicando como e quando o aterro sanitário será dado como

encerrado, assim como os cuidados que serão mantidos após o encerramento das atividades. Além disso, um plano de uso futuro da área do aterro sanitário precisa ser apresentado. Por outro lado, não há qualquer recomendação a respeito do uso de instrumentos de monitoramento ou mesmo o tempo em que esse acompanhamento deve ser feito, o que contribui para que não haja uma cultura de instrumentação geotécnica e monitoramento ambiental no momento em que a disposição de resíduos é encerrada.

Já na NBR 13896/1997, há uma abordagem sobre os objetivos do plano de encerramento, apontando que devem ser tomadas medidas de forma a minimizar a necessidade de manutenção futura, evitando também a liberação de líquido percolado contaminado e/ou gases para o lençol freático, corpos de água superficiais ou para a atmosfera. Ainda segundo essa norma, deve constar no plano a data aproximada para o início das atividades de encerramento e uma estimativa dos tipos e da quantidade de resíduos que devem estar presentes no aterro quando encerrado, com os usos programados para a área do aterro após seu fechamento. Além disso, o monitoramento das águas após o término das operações, a manutenção da área e a provisão dos recursos financeiros necessários para a execução das tarefas previstas devem estar disponíveis no plano de encerramento.

Em relação ao monitoramento das águas subterrâneas, a NBR 13896/1997 recomenda que seja realizado por um período de 20 anos após o fechamento da instalação. Outro importante tópico abordado é o tempo de manutenção do sistema de tratamento de líquidos e gases, que deve ser realizado até que seja comprovado o término de sua geração, atendendo aos padrões legais de emissão.

Analizando as normas pertinentes à operação e projeto de aterros, conclui-se que as recomendações presentes não têm sido colocadas em prática. A maioria das áreas de disposição de resíduos desativadas no Brasil são de antigos lixões. Desse modo, é possível afirmar que não houve qualquer projeto para sua execução e mesmo que, em muitos desses locais, os impactos tenham sido amenizados no momento em que os aterros passaram a ser controlados, os prejuízos ao meio ambiente e à saúde pública provavelmente continuam existindo.

Para que se cumpra o período de cuidados pós-fechamento, os custos com monitoramento deveriam ser computados ainda na fase de construção e operação do aterro sanitário. As atividades dessa fase podem ser determinadas com base em uma

avaliação específica do local e dos níveis exigidos de proteção à saúde e meio ambiente. Acontece que a duração desse período constitui ainda, uma incerteza para os operadores de aterros sanitários.

Apesar da cobrança pelo monitoramento de depósitos de resíduos desativados existir, as avaliações e os critérios previstos em legislação nacional e internacional ainda não são suficientes para definir quando esses depósitos deixam de ser uma ameaça para a saúde humana e meio ambiente. Para as agências reguladoras, essa indefinição dificulta a avaliação dos projetos de encerramento de depósitos de resíduos, bem como a decisão de estender ou reduzir o período de monitoramento da área após o encerramento. Informações sobre as características de operação e qualidade dos resíduos aterrados, do lixiviado, do solo e cobertura são essenciais para guiar essa avaliação e apontar os critérios específicos para cada depósito de resíduos (BARLAZ *et al.*, 2002).

A dificuldade no controle da entrada da água de chuva no interior de um aterro é um dos fatores que mais preocupam durante sua vida útil e após seu fechamento. A geração excessiva de lixiviado, além de acarretar gastos no tratamento e monitoramento, também pode causar instabilidade geomecânica em um aterro de RSU. Sendo assim, para que esses problemas sejam evitados, ou pelo menos minimizados, é de fundamental importância que o sistema de cobertura final do aterro seja feito de maneira adequada. RIGHI (2011) faz uma avaliação da utilização do RSU compostado como material de construção de uma barreira capilar que funcione como cobertura final de aterros de resíduos. Através de um modelo construído em laboratório, verificou-se o desempenho das camadas de cobertura a partir dos aspectos climáticos envolvidos. Segundo a autora, o composto pode ser considerado como uma opção viável para ser utilizado como cobertura final de aterros sanitários, mas para obter garantia do seu funcionamento a longo prazo, o monitoramento dessa cobertura deveria continuar sendo realizado mesmo após a desativação da área.

Ocorre que, na literatura brasileira, são pouquíssimas as referências relativas ao estudo do período pós-fechamento de aterros. SHINZATO (2014), apresenta uma caracterização detalhada do lixão desativado de São Carlos/SP e discute a necessidade urgente por pesquisas com foco na padronização de métodos de avaliação de lixões e na determinação de critérios que definam quando os depósitos de resíduos desativados deixam de ser uma ameaça à saúde humana e ao meio ambiente. Entende-se que a

determinação dos principais contaminantes de interesse presentes no lixiviado seja o primeiro passo para construção de uma metodologia eficiente que defina a necessidade de monitoramento a longo prazo após o encerramento de uma área. A partir disso, pode ser possível respaldar decisões de estender ou encurtar este período de monitoramento.

2.4 Índices de contaminação de lixiviado, águas e solo

2.4.1 LPI

Para evitar os impactos causados pelo transporte do lixiviado de resíduos nos solos e águas subterrâneas, a maioria dos países desenvolveram legislações e medidas corretivas. Porém, os custos destinados à recuperação dessas áreas podem ser muito altos. Para que sejam definidas prioridades de remediação desses depósitos, é necessário um sistema que facilite a determinação de quais aterros precisam de atenção imediata (SHARMA *et al.*, 2008; PANDE *et al.*, 2015).

Contendo centenas de produtos químicos diferentes, a produção e a dificuldade no gerenciamento do efluente são reconhecidos como os maiores problemas associados à operação dessas áreas. Sua composição e potencial poluidor dependem de muitos fatores, entre eles, os compostos presentes no lixiviado.

KUMAR e ALAPPAT (2003) desenvolveram uma técnica para avaliar o potencial de contaminação do lixiviado de diferentes aterros em uma escala comparativa, usando um índice conhecido como LPI (*Leachate Pollution Index*). Para desenvolver esse sistema, 80 pesquisadores foram incluídos no trabalho, desde acadêmicos em Ciência Ambiental e Engenharia a membros da Associação Internacional de Resíduos Sólidos (ISWA). A pesquisa foi conduzida através de múltiplos questionários com base na Técnica Delphi, e os resultados da pesquisa e a descrição completa sobre o método foram discutidos.

O LPI é representado por um número que varia de 5 a 100 (como um grau), expressando o potencial global de contaminação do lixiviado de um aterro com base nos parâmetros definidos. É um índice de escala crescente, em que um valor maior indica uma condição ambiental fraca.

Como a identificação e a quantificação de poluentes em lixiviado de aterro são as principais limitações para seu tratamento bem sucedido, o LPI pode ser aplicado para determinar se o local requer atenção imediata em termos de introdução de medidas de

remediação. O índice pode ser usado também para relatar as mudanças de poluição do lixiviado em um aterro ao longo do tempo. A análise de tendências pode ser usada para avaliar os períodos de monitoramento pós-fechamento, possibilitando, ainda, comparar o potencial de contaminação de lixiviados de diferentes aterros em uma determinada área geográfica ou em todo o mundo (KUMAR e ALAPPAT, 2003; KUMAR e ALAPPAT, 2004; TRANKLER *et al.*, 2005).

KUMAR e ALAPPAT (2005) aplicaram o LPI em quatro aterros sanitários em Hong Kong (dois ativos e dois fechados). Os resultados mostram que os maiores valores encontrados são em um dos aterros fechados, donde se conclui que o potencial poluidor do lixiviado não é menor apenas porque a operação do aterro foi encerrada. O valor elevado do LPI (45,01) de um dos aterros encerrados indica que os resíduos depositados ainda não se estabilizaram. Isso também é evidente pelos altos valores de DBO, DQO e nitrogênio amoniacal, este último chegando a 13.000 mg/L. Além de KUMAR e ALAPPAT (2005), outros pesquisadores realizaram trabalhos em aterros acerca do LPI.

UMAR *et al.* (2010) calcularam o LPI para quatro aterros na Malásia (dois semi-aeróbios e dois anaeróbios) e não perceberam grandes variações entre os dois tipos. Embora o LPI dos quatro aterros estudados não seja muito alto (entre 16,44 e 23,45), os autores alertam para os parâmetros DBO, DQO e nitrogênio amoniacal, que apresentam concentrações elevadas.

BHALLA *et al.* (2014) aplicaram o índice em três aterros municipais na Índia. Todo lixiviado gerado na área é diretamente lançado nos corpos de água, e os valores de LPI calculados (20,26; 26,45 e 23,39) indicam que os resíduos depositados ainda não haviam estabilizado. A conclusão dos autores é que o índice pode ser utilizado como uma ferramenta para avaliar o potencial de poluição dos aterros, em particular nos locais onde há um alto risco de transporte do lixiviado e poluição das águas subterrâneas.

KRISHNAMURTHY *et al.* (2015) determinaram as características do lixiviado de um aterro na Índia e os valores de LPI para dois diferentes pontos de amostragens indicaram resultados acima de 34. Os autores concluem que o índice pode ser uma ferramenta útil para monitorar a tendência do lixiviado ao longo da vida do aterro sanitário, e assim contribuir na tomada de decisões.

NAVEEN *et al.* (2016) estudaram um aterro localizado na cidade de Bangalore, na Índia, que funciona desde 2007, e que teria capacidade para receber no máximo 600

toneladas por dia. Ocorre que quase 1.000 toneladas são dispostas diariamente de forma indiscriminada no local. As concentrações de poluentes no lixiviado foram detectadas em 3 diferentes pontos de amostragem, e a média calculada do LPI foi 30.

SHARMA *et al.* (2008), RAFIZUL *et al.* (2011), RAFIZUL *et al.* (2012) e LOTHE e SINHA (2016), também apresentaram resultados a partir do cálculo de LPI em aterros em operação e encerrados.

Não foram encontradas publicações referente à aplicação do LPI no Brasil. Nesta tese, esse índice será calculado para o lixiviado do aterro estudado e será feita uma análise crítica sobre sua aplicação. Além disso, uma proposta para um novo índice que possa ser aplicado nos aterros brasileiros será apresentada.

2.4.2 HPI e MI

A contaminação das águas superficiais por metais pesados é um grave problema ecológico, principalmente em razão da presença de mercúrio e chumbo, que podem ser tóxicos mesmo em baixas concentrações, acumulando-se através da cadeia alimentar. Embora alguns metais como ferro, cobre e zinco sejam micronutrientes essenciais para processos vitais em animais e plantas, ainda assim podem prejudicar a fisiologia dos organismos vivos quando em maiores concentrações (KAR *et al.*, 2008; NAIR *et al.*, 2010).

Devido à escassez e estado crítico das águas superficiais, em muitas regiões ao redor do mundo tem se verificado um aumento acentuado da demanda por água potável. As águas subterrâneas estão se tornando uma importante fonte para abastecimento, e seu valor não depende apenas da disponibilidade, mas também de sua qualidade.

Os metais pesados entram nas águas superficiais e subterrâneas a partir de fontes naturais ou antropogênicas. Águas de drenagem agrícola contendo pesticidas e fertilizantes, efluentes domésticos e industriais e ainda o lixiviado de aterro podem contribuir para sua contaminação.

Normalmente, em ambientes naturais, a concentração dos metais é muito baixa e derivada principalmente das formações geológicas da área estudada (KARBASSI *et al.* 2008). Os resíduos sólidos municipais também podem contribuir com quantidades consideráveis de metais para as águas superficiais e subterrâneas através de materiais

domésticos descartáveis como plásticos, tintas, produtos para cuidados com o corpo, medicamentos e pesticidas domésticos (BARDOS, 2004).

O HPI (*Heavy Metal Pollution Index*) é um índice de classificação da qualidade da água em relação aos metais pesados a partir da média de suas concentrações. Através da aplicação de equações propostas por MOHAN *et al.* (1996), diversos autores utilizaram esse índice em suas análises: EDET e OFFIONG (2002), PRASAD e MONDAL (2008), PRASAD e KUMARI (2008), SHEYKHI e MOORE (2012), ZAKHEM e HAFEZ (2014), OGUNKUNLE *et al.* (2015), BALAKRISHNAN e RAMU (2016), MILIVOJEVIĆ *et al.* (2016), RAKOTONDRABE *et al.* (2017), SATAR *et al.* (2017).

Além do HPI, o MI (*Metal Index*), definido preliminarmente por TAMASI e CINI (2004) e aplicado por GOHER *et al.* (2014) e BALAKRISHNANT e RAMU (2016) é baseado em uma avaliação de tendência do estado atual das águas. Quanto maior a concentração de um metal em comparação com o respectivo valor máximo permitido, pior a qualidade da água.

Não foram encontradas publicações referente ao cálculo do HPI e MI aplicado a águas superficiais e subterrâneas no entorno de aterros brasileiros. Nesta tese, esses índices serão calculados a partir do monitoramento realizado no entorno do aterro estudado.

2.4.3 IGEO e PI

Deve-se evitar o erro comum de que o solo é simplesmente uma mistura de material não consolidado. Na verdade, é um meio extremamente complexo, dinâmico e vivo, resultante dos processos de intemperismo das rochas subjacentes. Esses processos podem ser construtivos ou destrutivos, e seis fatores controlam em grande parte o tipo de solo que será desenvolvido: (1) clima (temperatura, precipitação), (2) vegetação, (3) material parental (tipo de minerais), (4) topografia, (5) tempo e (6) atividade antropogênica (degradação, contaminação e remediação) (KABATA-PENDIAS, 2011).

O solo é um corpo natural, com componentes minerais e orgânicos além de propriedades físicas, químicas e biológicas. As propriedades do solo, portanto, não podem ser um reflexo simples das propriedades combinadas de todos os seus componentes. O solo pode ser definido como a camada superior da crosta terrestre que

contém partículas minerais, matéria orgânica, água, ar e organismos vivos. Sendo um recurso que desempenha muitas funções vitais, estão entre elas a capacidade de armazenamento e transformação de muitas substâncias, incluindo água, carbono e nitrogênio (FAIZ *et al.*, 2009).

Os metais pesados são constituintes naturais dos solos e sua concentração varia dependendo do material parental. Nos últimos anos, o conteúdo de metais pesados em solos aumentou devido a atividades humanas como a disposição de resíduos, fazendo com que a capacidade de vida dos solos diminuísse; especialmente onde as concentrações de *background* (conteúdo natural da substância no solo completamente dependente da composição mineralógica) do material já são altas.

Os metais pesados são perigosos porque tendem a se bioacumular, o que significa que aumentam a concentração dentro de um organismo biológico ao longo do tempo até níveis superiores ao ambiente. Além disso, a presença de metais em concentrações acima de certos limiares altera o equilíbrio microbiológico dos solos e pode diminuir sua fertilidade (MALKOC *et al.*, 2010; WUANA e OKIEIMEN, 2011; BARBIERI, 2016).

A exposição a metais pesados é normalmente crônica (exposição durante um período mais longo de tempo) por causa da transferência da cadeia alimentar. O envenenamento agudo (imediato) através da ingestão ou contato dérmico com metais pesados é raro, mas é possível. Os problemas crônicos associados à exposição a longo prazo ao metal pesado são: lapso mental causado pela exposição ao chumbo; efeitos do cádmio no rim, no fígado e no trato gastrointestinal (WANG *et al.*, 2010).

É muito importante distinguir entre valores de referência e insumos antropogênicos e entender que os valores de controle mudam de área para área e com a escala da área investigada. Estima-se que a contribuição dos metais provenientes de fontes antropogênicas nos solos seja maior do que a contribuição de fontes naturais. Muitos autores observaram aumentos significativos no teor de metal do solo não apenas em áreas de alta atividade industrial, mas também em áreas distantes desses centros, devido ao transporte atmosférico de longo alcance. Deve-se, portanto, avaliar a relação possível com as características do substrato (material parental) e o uso do solo (NRIAGY e PACYNA, 1988; STEINNES e NJASTAD, 1995).

O grau de contaminação dos solos pode ser avaliado através de índices, como IGEO (*Geoaccumulation Index*) e PI (*Pollution Index*), que são baseados na relação relativa da concentração real de cada traço de metal em uma amostra de solo em comparação com uma referência local. Esses índices são utilizados para avaliar a presença e intensidade da deposição de contaminantes antropogênicos em solo superficial.

Numerosos estudos revelaram que as duas principais fontes de contaminação por metais pesados, especialmente Cd, Cu, Pb e Zn em solos urbanos, podem ser atribuídas a descargas industriais e emissões de tráfego (LUO *et al.*, 2012; MALKOC *et al.*, 2010; CACHADA *et al.*, 2012; LU e BAI, 2010).

No que diz respeito à contaminação dos solos por metais pesados proveniente da disposição de resíduos em aterros, destaca-se os estudos realizados por AKOBUNDO e NWANKWOALA (2013); BARBIERI *et al.* (2014); TUME *et al.* (2016); AIMAN *et al.* (2016) e SHARIFI *et al.*, (2016).

Não se encontram referências desses índices calculados para solos e sedimentos nas proximidades de aterros de resíduos no Brasil. Ao longo do trabalho, os cálculos do IGEO e PI serão apresentados para o aterro Morro do Céu, localizado em Niterói.

3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo: Morro do Céu

O aterro de resíduos Morro do Céu está localizado em uma área de aproximadamente 200 mil m² no bairro Caramujo, limite com os bairros Viçoso Jardim e Ititioca, no município de Niterói, Estado do Rio de Janeiro, Brasil (Figura 3.1).

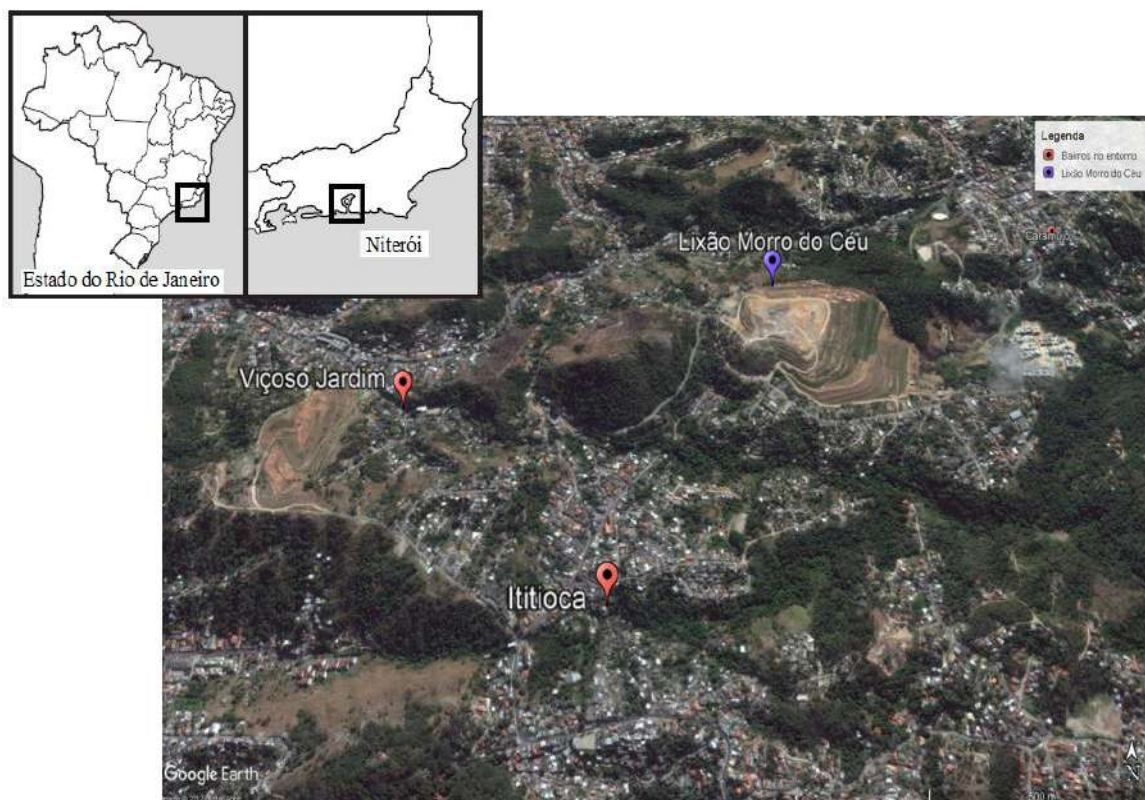


Figura 3.1. Vista geral da área de operação do Morro do Céu. Fonte: Google Earth (2017).

A região encontra-se em área dominada por colinas, apresentando altitudes de 200 a 300 metros, sendo parte da encosta interna do maciço cristalino de Niterói. A área original ocupada pelo vazadouro de lixo caracterizava-se pela presença de vales com declividade acentuada, hoje ocupada, em sua maior parte, pelo material depositado durante décadas. Encontra-se dentro do domínio da Mata Atlântica, e sua vegetação local, como em toda a cidade, está bastante descaracterizada. A região do Morro do Céu é uma zona de mananciais, com presença de córregos e nascentes, como a nascente do

rio Mata-Paca, que se unem para formar o rio Sapê, que passa por São Gonçalo e desemboca na Baía de Guanabara (SISINNO, 1995).

O lixão foi operado por 30 anos (1983-2013) e, atualmente, segundo informações da Companhia de Limpeza de Niterói (CLIN, 2013), todo o lixo gerado é encaminhado para o aterro sanitário de Itaboraí. A partir de 2005, obras de melhoria no local foram implementadas, podendo-se considerar que o aterro passou a ser realmente controlado no ano de 2008. Esse fato melhorou sua aparência estética, condições de operação e foi ao longo do tempo adequando ambientalmente suas emissões líquidas e gasosas. O município de Niterói tem uma população estimada de 497.883 (IBGE, 2016) e produz cerca de 700 toneladas de resíduos por dia.

3.1.1 Histórico

Em 1980, com o término da vida útil do lixão de Viçoso Jardim (bairro adjacente ao Morro do Céu), que recebeu o lixo de Niterói por 15 anos, um aterro sanitário foi projetado pela extinta FUNDREM (Fundação para o Desenvolvimento da Região Metropolitana) para atender aos municípios de Niterói e São Gonçalo no bairro do Engenho Pequeno, localizado neste último município. A tentativa de construir esse aterro sanitário foi mal sucedida, e, dessa forma, surge o lixão Morro do Céu, que começou a ser operado de forma emergencial pela Secretaria de Obras Municipais, através do Departamento de Limpeza Pública, no ano de 1983. Como todo lixão, a operação iniciou-se sem que tivesse sido realizada uma preparação prévia do terreno e sem seguir qualquer projeto executivo (SISINNO, 1995). A Figura 3.2 apresenta imagens da operação do lixão no ano de 1986.



Figura 3.2. Operação do Morro do Céu em 1986. Fonte: SANTOS (2007).

O histórico do aterro foi descrito por SANTOS (2007), sendo este apresentado resumidamente a seguir.

No final de 1989, foi criada a Companhia Municipal de Limpeza Urbana de Niterói – CLIN, que inicialmente investiu nas operações e serviços de coleta domiciliar e limpeza dos logradouros públicos. Após a consolidação desses serviços, em meados de 1991, a CLIN foi responsável pela formulação de diagnóstico técnico acerca da destinação final dos resíduos, expectativa de vida útil do Morro do Céu, alternativas territoriais para a ampliação e necessidade de tratamento adequado dos resíduos sólidos e seus efluentes.

Em 1992, avaliou-se que a ampliação da vida útil do lixão seria viável com a desapropriação da área adjacente ao local. Através do documento “Niterói Ficando Mais Limpa: Projeto Básico de Coleta de Destinação Final de Resíduos Sólidos”, foi apresentado o cenário operacional com indicação de proposta básica de ampliação e implantação de serviços de limpeza urbana. Esse documento tornou-se instrumento básico, visando alternativas de cooperação e investimentos na área de resíduos, resultando na inclusão do município no Programa de Despoluição da Baía de Guanabara (PDBG) em convênio com o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID). Àquela época, a destinação dos resíduos continuava sendo realizada sem critério técnico ou projeto, o que resultou em um platô de grandes dimensões na porção mais alta do terreno. Em função disso e da contribuição indiscriminada de águas de chuvas, tal talude veio a se romper no início de 1994, com acumulação da massa de lixo na porção mais baixa do terreno (Figura 3.3).



Figura 3.3. (A) Vista do talude rompido (do alto do aterro), (B) Vista do talude rompido (da base do aterro). Fonte: SANTOS (2007).

A partir desses acontecimentos, a CLIN contratou serviços de consultoria para projeto e execução de obras emergenciais, de tal modo que o sistema de disposição continuasse em funcionamento enquanto se faziam as adaptações indispensáveis (obras no pé do talude, drenos profundos de gases e chorume e valas superficiais).

Paralelamente, foi assinado em 30 de março de 1994, o convênio do PDBG entre o estado e o município, onde o estado se comprometia a realizar obras nessa região, ficando a seu cargo a gerência executiva e a responsabilidade sobre os pagamentos dessas obras. A CLIN, ainda em 1994, através da Prefeitura Municipal de Niterói, desapropriou 3 glebas de terra e 129 terrenos localizados em área adjacente ao Morro do Céu, visando sua ampliação. Foram iniciados os serviços de aterramento no platô inferior, drenagem das águas pluviais e execução do acesso interno à área desapropriada. Por parte da Secretaria de Obras e Serviços Públicos (SOSP), no âmbito do PDBG, contratou-se uma empresa para desenvolver o projeto executivo e serviços de recuperação ambiental da área degradada.

Nesta época, a vegetação primitiva da região havia sido devastada, havendo ainda uma floresta secundária bem desenvolvida, que, segundo relato de moradores vizinhos, abrigava vários pequenos animais silvestres como micos, gambás, pássaros, entre outros. Nas áreas desmatadas, notava-se um crescente processo de erosão e a abundante presença de capim colônia (*Panicum maximum*), vegetação invasora que empobrece o solo e favorece a erosão (SISSINO, 1995).

SISSINO (1995) relata ainda que os resíduos depositados eram provenientes de coleta domiciliar e pública, perfazendo 550 toneladas por dia, sendo que no local observava-se a separação dos materiais recicláveis por um grupo de catadores de lixo. A autora afirma que a operação era precária e não havia controle e tratamento do lixiviado. Tampouco a drenagem dos gases era realizada, notando-se, ainda, deficiência na cobertura do lixo e falta de medidas de controle de proliferação de vetores.

De 1995 a 1997, o lixão continuou operando sem qualquer tipo de controle. Em 26 de janeiro de 1998, foram iniciadas efetivamente as obras do PDBG por empresas contratadas pelo estado. As obras desenvolveram-se em ritmo muito lento durante todo o ano de 1998, até que em 11 de fevereiro de 1999, já com os cronogramas bastante defasados, foram paralisadas pelo próprio Estado. A alegação foi feita com a justificativa de que seria necessária uma auditoria para melhor avaliação do programa,

corrigindo possíveis distorções e verificando os cronogramas físico e financeiro. Essa paralisação durou até 10 de abril de 2001 (SANTOS, 2007).

A operação do lixão seguiu convivendo com repetidas paralisações e reinícios até que a CLIN contratou uma nova consultoria para a elaboração de um plano emergencial para o lixão. O relatório final foi entregue em setembro de 2001, sendo implantado imediatamente. Entretanto, as obras do PDBG continuavam paralisadas, acarretando na instauração, pela CLIN, de uma ação civil pública (processo nº 2001.002). SANTOS (2007) afirma que diante da inércia do Estado e do ajuizamento da referida ação, a CLIN assumiu o término das obras que estavam sob sua responsabilidade. O Ministério Público do estado do Rio de Janeiro (MPRJ), a fim de apurar as responsabilidades sobre os atrasos e resultados, entrou com ações contra a CLIN e a Prefeitura de Niterói no ano de 2002 através de uma decisão judicial que determinava o fechamento do aterro até dezembro de 2004.

O executivo municipal estabeleceu uma parceria com a Universidade Federal Fluminense (UFF) por meio da Fundação Euclides da Cunha (FEC) a partir de um convênio firmado no final do ano de 2003, visando a busca de soluções para o problema. Foi desenvolvido, portanto, um plano de gestão de encerramento do Morro do Céu, apresentado em fevereiro de 2005. Tal plano serviu de base para a elaboração do Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) firmado em 30 de março de 2005 com o MPRJ, a FEEMA (extinta Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente), a Prefeitura de Niterói, a CLIN e a concessionária Águas de Niterói. A Figura 3.4 mostra uma foto aérea, em junho de 2005.



Figura 3.4. Vista geral do Morro do Céu em junho de 2005. Fonte: SANTOS (2007).

3.1.2 Plano de Encerramento

No final de 2003, em função da pressão do MPRJ em decorrência da geração de chorume no Morro do Céu, a CLIN passou a encaminhar uma pequena parte do efluente, cerca de 20 m³ por dia, à estação de tratamento do aterro metropolitano de Jardim Gramacho, em Duque de Caxias. Além dos problemas referentes à distância, trânsito, transporte pela ponte Rio-Niterói e alto custo no tratamento, essa alternativa não solucionava o problema de todo o chorume gerado na área. Dessa forma, a consultoria da FEC-UFF elaborou em abril de 2004 um relatório técnico propondo o tratamento do chorume do Morro do Céu, em codisposição, em estação de tratamento de esgotos (ETE Toque-Toque) em Niterói.

Após convênio firmado com a concessionária Águas de Niterói, o efluente passou a ser transportado para a ETE Toque-Toque. Apesar da distância de transporte ter diminuído consideravelmente, ao se comparar à localidade de Duque de Caxias, a situação de trânsito com engarrafamento na cidade, quebra de veículos e dificuldade de controle da operação durante a noite, acabou fazendo com que esse transporte também fosse inviabilizado. O grupo de consultores da FEC-UFF sugeriu, então, a possibilidade de construção de uma rede coletora independente para o chorume produzido no aterro, interligando o mesmo à ETE Toque-Toque (SANTOS, 2007).

Viabilizado o projeto, o compromisso da realização da obra foi incorporado no TAC de 30/03/2005 com a concessionária e a Prefeitura Municipal de Niterói. Segundo SANTOS (2007), a obra foi iniciada e concluída dentro dos prazos estabelecidos no TAC, e em 30/11/05, era inaugurada a rede coletora de chorume do aterro Morro do Céu, levando o chorume, via canalização independente, até a ETE, com realização do tratamento primário quimicamente assistido seguido de lançamento em emissário submarino. A rede coletora construída tem 5,5 quilômetros de tubulação e três elevatórias, transportando cerca de 150 mil litros de chorume por dia. Antes da rede implantada e da tentativa de encaminhar o chorume para tratamento em Duque de Caxias, o material era lançado *in natura* no rio Mata Paca, desaguardo na Baía de Guanabara.

A Figura 3.5 e a Figura 3.6 mostram o aterro em 2012 e em 2017, no dia da última coleta de amostras, respectivamente.



Figura 3.5. Vista geral do Morro do Céu em junho de 2005. Fonte: <http://www.guiadeniteroi.com/wp-content/uploads/2012/08/Lixao-Morro-do-Ceu-2.jpg>



Figura 3.6. Vista geral do Morro do Céu em maio de 2017.

3.1.3 Monitoramento da área - Período e coleta de amostras

O monitoramento da área começou a ser realizado em 2004 através do projeto COPPETEC - PEC 5556, por pesquisadores do GETRES (Grupo de Estudo em Tratamento de Resíduos Sólidos), coordenados pelo professor Claudio Mahler, sendo a primeira coleta realizada no dia 11 de março desse mesmo ano. O trabalho, que envolveu mestrandos e doutorandos do referido grupo, culminou na geração de aproximadamente 50 relatórios técnicos com resultados das análises de chorume, águas superficiais, subterrâneas e gases gerados no aterro Morro do Céu.

Em 2004, apenas amostras de chorume foram coletadas. De 2005 a 2008, além do lixiviado do aterro, águas superficiais do rio a jusante (aproximadamente 100 metros do terreno) também passaram a ser monitoradas. No ano de 2009, não houve monitoramento, e, de 2010 a 2013, além do chorume e do rio, foram monitoradas também as águas subterrâneas (através de um poço de monitoramento no interior do aterro) e as águas de um curso de água (florália) a aproximadamente 2 km da área de disposição. Nos anos de 2014, 2015 e 2016, nenhuma coleta foi realizada.

No ano de 2017, com o aterro já desativado, sob responsabilidade da autora desta tese, e com o objetivo de comparar os resultados das análises de chorume e águas superficiais (rio e florália) com aqueles gerados de 2004 à 2013, novas amostras foram coletadas. Além disso, solos e sedimentos nos pontos *chorume*, *rio* e *florália* também foram analisadas com o intuito de verificar a contaminação deste compartimento por metais pesados.

Para a análise de amostras de águas superficiais, 500 mL foram coletados em todas as campanhas às margens do rio, a uma profundidade de até 30 cm. Após a coleta, as amostras eram colocadas em uma caixa de isopor e transportadas ao laboratório seguindo as normas da ABNT NBR 9897 e NBR 9898. O mesmo procedimento foi feito para transporte das amostras de chorume, retiradas, em todas as campanhas, do interior de uma caixa coletora no interior do aterro. Para a coleta dessas amostras (utilizando frascos de 500 mL), era necessário um cuidado especial (utilização de máscaras e luva), visto a toxicidade do líquido.

Conforme já citado, no ano de 2017 amostras de solo também foram analisadas. Duas amostras foram coletadas de até 10 cm de profundidade em cada ponto (rio, florália e caixa do chorume). Apesar da possibilidade de mobilização dos metais no

perfil dos solos, normalmente os maiores teores são encontrados nos horizontes superficiais, nos quais também ocorre maior acúmulo de matéria orgânica. Ambas amostras foram analisadas em duplicata, com exceção da segunda amostra coletada no ponto rio.

É importante ressaltar que os resultados do monitoramento de 2004 a 2013, que serão apresentados no capítulo 4, são fruto de coleta e análise realizadas pelo grupo GETRES. Grupo este que a autora desta tese passou a integrar a partir de 2010, participando diretamente dos trabalhos de campo para coleta de amostras, das análises dos resultados emitidos pelos laboratórios e ainda da confecção dos relatórios.

Na Figura 3.7, é possível identificar os pontos de coleta de amostras no aterro e seu entorno. A escolha desses pontos foi feita pelos responsáveis pelo gerenciamento do mesmo.



Figura 3.7. Pontos de coletas das amostras de lixiviado e águas com as coordenadas geográficas: poço (22° 53' 32,3" S e 43° 04' 8,80" O), chorume (22° 53' 27,0" S e 43° 03' 59,3" O), rio (22° 53' 31,0" S e 43° 04' 87,3" O) e florália (22° 53' 9,90" S e 43° 03' 18,1" O).

A partir de 2010, as águas subterrâneas (poço no interior do aterro) e as águas da florália (curso de água localizado 2 km a jusante) também passaram a ser monitoradas. A Figura 3.9 apresenta algumas atividades realizadas durante as visitas ao local.

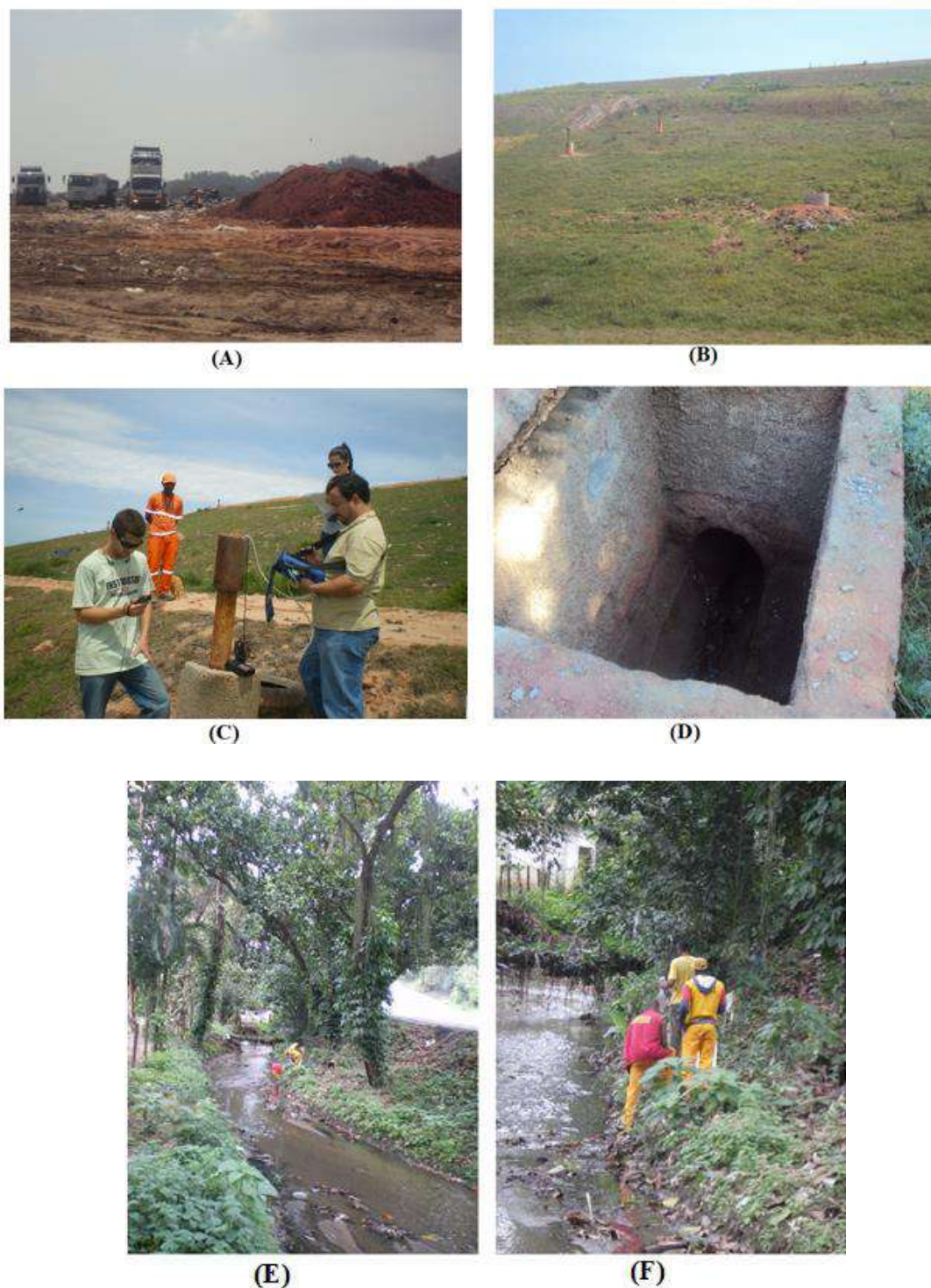


Figura 3.9. (A) Célula de lixo em operação, (B) Vista dos drenos de gás, (C) Análise dos gases nos *flaires*, (D) Poço de água subterrânea, (E) e (F) Coleta de amostras na *florália*.

A última visita ao aterro Morro do Céu ocorreu em maio de 2017. Foram coletadas amostras do lixiviado, águas superficiais (rio e florália), solos e sedimentos. O ponto referente ao poço não foi encontrado. A Figura 3.10 ilustra as atividades realizadas neste dia.



Figura 3.10. (A) Coleta de amostras de chorume e sedimentos na caixa coletora, (B) Detalhe das amostras de chorume coletadas, (C) Coleta de amostras no ponto *rio*, (D) Coleta de amostras no ponto *florália*, (E) Lixo acumulado na entrada do aterro.

3.1.4 Parâmetros analisados, metodologia dos ensaios e estudos realizados no local.

Na Tabela 3.1, está apresentado o resumo com o ano, frequência das coletas e parâmetros analisados. Já na Tabela 3.2 estão as metodologias utilizadas para análise dos parâmetros. Desde 1995, artigos e dissertações foram publicados tratando da área de disposição de resíduos Morro do Céu. A Tabela 3.3 apresenta as principais informações a respeito desses trabalhos.

Tabela 3.1. Frequência de coleta e parâmetros analisados.

ANO	MONITORAMENTO	FREQUÊNCIA DE COLETA (DIAS)	PARÂMETROS ANALISADOS
2004	Chorume	16	pH, DBO, DQO, NH ₄ , fenóis, cianetos, Ag, Ba, Cd, CrVI, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn
2005	Chorume e águas superficiais (rio)	12	pH, DBO, DQO, NH ₄ , fenóis, cianetos, Ag, Ba, Cd, CrVI, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn
2006	Chorume e águas superficiais (rio)	12	pH, DBO, DQO, NH ₄ , fenóis, cianetos, Ag, Ba, Cd, CrVI, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn
2007	Chorume e águas superficiais (rio)	12	pH, DBO, DQO, NH ₄ , fenóis, cianetos, Ag, Ba, Cd, CrVI, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn
2008	Chorume e águas superficiais (rio)	1	pH, DBO, DQO, NH ₄ , fenóis, cianetos, Ag, Ba, Cd, CrVI, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn
2009	NÃO HOUE MONITORAMENTO	0	-
2010	Chorume, águas superficiais (rio e florália) e água subterrânea (poço)	2	pH, DBO, DQO, NH ₄ , fenóis, cianetos, Ag, Ba, Cd, CrVI, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn
2011	Chorume, águas superficiais (rio e florália) e água subterrânea (poço)	3	pH, DBO, DQO, NH ₄ , fenóis, cianetos, Ag, Ba, Cd, CrVI, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn
2012	Chorume, águas superficiais (rio e florália) e água subterrânea (poço)	3	pH, DBO, DQO, NH ₄ , fenóis, cianetos, Ag, Ba, Cd, CrVI, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn
2013	Chorume, águas superficiais (rio e florália) e água subterrânea (poço)	2	pH, DBO, DQO, NH ₄ , fenóis, cianetos, Ag, Ba, Cd, CrVI, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn, Hg, As
2014	NÃO HOUE MONITORAMENTO	0	-
2015	NÃO HOUE MONITORAMENTO	0	-
2016	NÃO HOUE MONITORAMENTO	0	-
2017	Chorume e águas superficiais (rio e florália) e sedimentos do rio e do aterro	1	pH, DBO, DQO, NH ₄ , OD, turbidez, SST, SSF, SSV, cloretos, Ag, Al, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn

Tabela 3.2. Metodologia dos ensaios realizado no Morro do Céu.

Parâmetros	2004	2005	2006	2010	2011	2012	2013	2017
Demanda Química de Oxigênio - DQO	Dicromato em meio ácido - FEEMA 440-R1							Método 5.220 D, Refluxo Fechado – Colorimétrico. SMEWW, 20º Edição
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO	Método padrão FEEMA MF 439-R1						Método 5.210 B – Diluições. SMEWW, 20º Edição	
Cloretos	-							Método 4.500 Cl B Método de Mohr – Argentométrico. SMEWW, 20º Edição
pH	Potenciométrico FEEMA MF 426							Método 4.500 B. – Potenciométrico. SMEWW, 20º Edição
Turbidez	-						Método 2.130 B, SMEWW, 20º Edição	Método 8237 – Attenuated Radiation Method – direct reading, HACH
N. Amoniacal	Determinação de Nitrogênio Amoniacal por Destilação - CETESB	Potenciométrico com íon seletivo - SMEWW/ Método padrão fenato FEEMA MF 420	Método padrão fenato FEEMA MF 420				Método 4.500 NH3 F - Indofenol. SMEWW, 20º Edição	
Sólidos Suspensos Totais (SST)	-						Método 2.540 D, Gravimétrico SMEWW, 20º Edição	
Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	-							Método 2.540 D, Gravimétrico SMEWW, 20º Edição
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	-							Método 2.540 D, Gravimétrico SMEWW, 20º Edição
Sólidos Sedimentáveis	Teste Cone de Imhoff. FEEMA MF 416						Método 2.540 F – Cone de Imhoff. SMEWW, 20º Edição	

Tabela 3.2. (Continuação) Monitoramento realizado no Morro do Céu.

Parâmetros	2004	2005	2006	2010	2011	2012	2013	2017
Oxigênio Dissolvido	-							Método 4.500 O ₂ – Método de Winkler Modificado. SMEWW, 20ª Edição
Cianetos (CN₋)	Potenciométrico com íon Seletivo						SM 4500 CN-C. SMEWW, 21ª Edição	-
Metais Pesados	Espectrometria de Absorção Atômica						USEPA 7061-A. 1992 (Absorção Atômica)/ USEPA 7062. 1994 (Absorção Atômica) USEPA 6010-C. 2007; USEPA 7741-A.1994; USEPA 7742. 1994; USEPA 7061-A. 1992; USEPA 7062. 1994	Espectrômetro de emissão óptica com fonte de plasma indutivamente acoplado (ICP OES)/extração ácida
Cromo	Espectrometria visível						SM 3500-Cr - B. 21 ed. 2005 (Método Colorimétrico)	Espectrômetro de emissão óptica com fonte de plasma indutivamente acoplado (ICP OES)
Fenóis	Colorimétrico com 4-aminoantipirina - FEEMA MF 428						USEPA 9065 Setembro 1986	

Tabela 3.3. Principais estudos realizados no local.

AUTORES	ANO	TÍTULO DO TRABALHO	OBJETIVOS	CONCLUSÕES
SISINNO	1995	“Estudo preliminar da contaminação ambiental em área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, RJ.”	Avaliar as concentrações de metais pesados no chorume, águas e solo da área de influência do aterro, além de verificar a qualidade dos corpos d'água próximos à área de despejo.	Os resultados sugerem que o problema mais evidente relacionado ao chorume diz respeito à grande carga de compostos orgânicos que está sendo produzida e lançada para o ambiente.
SISINNO E MOREIRA	1996	“Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro	Apresentar dados sobre os níveis de contaminação e impactos na qualidade de vida da população vizinha a essa área de despejo.	Os resultados obtidos neste trabalho indicam que na área do aterro está havendo contaminação microbiológica.
NETTO <i>et al</i>	2002	“Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Leachate from a Municipal Solid Waste Dump of Niterói City, RJ, Brazil”	Avaliar as concentrações de HPA no chorume proveniente do Morro do Céu.	Presença de HPAs em concentrações de 0,02 a 4,2 µg/L.
SANTOS	2007	"Plano de Gestão do aterro controlado do Morro do Céu: instrumento de mudança"	Análise do Plano de Gestão do Aterro Morro do Céu e da sua efetividade como instrumento de modificações no enfrentamento da questão da disposição final dos resíduos sólidos urbanos no município de Niterói-RJ.	As ações implantadas no aterro referentes ao plano de gestão adotado foram responsáveis pela continuidade de sua operação e aumento da sua vida útil.
FILHO	2005	“Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos”	Estudar a produção de gás em aterros de resíduos sólidos, em especial quanto aos aspectos de qualidade, explosividade e recuperação energética, considerando ainda o papel geotécnico da cobertura no controle das emissões gasosas.	Os resultados obtidos não permitiram uma associação conclusiva em termos de degradação dos resíduos e da oxigenação do aterro
LOPES	2009	“Estudo experimental da camada de cobertura do aterro Morro do Céu, Niterói – RJ”	Estudo experimental através de ensaios de laboratório com os solos utilizados como cobertura do aterro. Modelagem computacional de evapotranspirativas e barreiras capilares com VADOSE/W.	O Programa não mostrou uma correlação direta da precipitação e armazenamento na camada, não permitindo a determinação do grau de saturação, importante para avaliar se houve infiltração de água na massa de resíduos e determinação do tipo de cobertura mais eficiente.
TEIXEIRA	2009	"Impacto do aterro controlado morro do céu na atmosfera"	Estimar o alcance dos poluentes emitidos pelo Aterro e as possíveis áreas afetadas. Utilizou-se um modelo matemático para o estudo do transporte e difusão dos poluentes que fornece a concentração nas vizinhanças, a partir dos dados de emissões, meteorológicos e topográficos.	Os resultados encontrados indicam que o aterro pode conter quantidade significativa de vários compostos químicos, principalmente compostos orgânicos voláteis, impactando a vegetação, prejudicando a saúde e a qualidade de vida da população do seu entorno.

3.2 Índices de contaminação do lixiviado, águas e solo

Para avaliação da qualidade do lixiviado, águas e solos no entorno do aterro Morro do Céu, alguns índices foram estudados, como já apresentados no tópico 2.4. A seguir será apresentada a metodologia para cálculo de cada um deles.

3.2.1 LPI

A partir da literatura, 50 parâmetros comumente relatados no lixiviado foram selecionados para sua possível inclusão no LPI. No 1º questionário, os painelistas foram apresentados à ferramenta e suas possíveis aplicações. Foi solicitado aos membros que adicionassem quaisquer variáveis à lista de 50 parâmetros, que poderiam ser incluídos ao cálculo. A seguir, a partir dos parâmetros definidos, os participantes deveriam utilizar uma escala de '1' a '5' para pontuá-los. O valor '1' deveria ser usado para o poluente que apresentasse menor significância relativa para a contaminação do lixiviado, enquanto o valor '5' deveria ser usado para o parâmetro de maior importância. Com base na resposta dos consultores aos questionários 1 e 2, que visava chegar a um consenso, 18 poluentes foram selecionados para inclusão no LPI (KUMAR e ALAPPAT, 2003).

O peso de cada poluente foi calculado para indicar sua importância individual. Uma vez que todas as variáveis receberam significâncias diferentes, as mesmas deveriam ter pesos diferentes. Os pesos para todas as variáveis selecionadas foram calculados com base em seus valores de significância. Para derivar os pesos, calculou-se a soma aritmética das classificações de significância para todas as variáveis selecionadas e cada poluente recebeu um peso em proporção ao significado obtido, de modo a tornar o total igual a 1. Os 18 poluentes selecionados e o peso calculado para cada variável com base nos valores de significância são mostrados na **Erro! Fonte de referência não encontrada.** Tabela 3.4.

Tabela 3.4. Pesos dos poluentes incluídos no índice de poluição do lixiviado (LPI).

	POLUENTE	SIGNIFICÂNCIA	PESO (w_i)
1	pH	3,509	0,055
2	SDT	3,196	0,050
3	DBO	3,902	0,061
4	DQO	3,963	0,062
5	NKT	3,367	0,053
6	Nitrogênio Amoniacal	3,250	0,051
7	Ferro	2,830	0,045
8	Cobre	3,170	0,050
9	Níquel	3,321	0,052
10	Zinco	3,585	0,056
11	Chumbo	4,019	0,063
12	Cromo	4,057	0,064
13	Mercúrio	3,923	0,062
14	Arsênico	3,885	0,061
15	Fenóis	3,627	0,057
16	Cloreto	3,078	0,048
17	Cianeto	3,694	0,058
18	Coliformes totais	3,289	0,052
	TOTAL	63,165	1

Fonte: KUMAR e ALAPPAT (2005).

O LPI pode ser calculado usando a seguinte equação:

$$LPI = \sum_{i=1}^n w_i p_i \quad \sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (3.1)$$

onde:

- w_i - peso para a variável poluente;
- p_i - pontuação do subíndice da variável poluente;
- n - número de variáveis poluentes de lixiviação usadas no cálculo de LPI.

No entanto, quando nem todas as variáveis estão disponíveis, o LPI pode ser calculado usando a concentração dos poluentes disponíveis. Nesse caso, o LPI pode ser calculado pela equação 3.2.

$$LPI = \frac{\sum_{i=1}^m w_i p_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad \sum_{i=1}^n w_i < 1 \quad (3.2)$$

onde:

- *m é o número de parâmetros de poluentes de lixiviação para os quais os dados estão disponíveis, mas nesse caso $m < 18$.*

O procedimento de cálculo do LPI para o lixiviado envolve as três etapas a seguir:

- 1- análise das concentrações dos 18 parâmetros (ou menos, caso não seja possível avaliar todos os poluentes previstos para o cálculo do índice);
- 2- determinação dos valores de subíndice 'p_i' a partir das curvas apresentadas por KUMAR e ALAPPAT (2005) com base na concentração dos poluentes do lixiviado (Figura 3.11 a Figura 3.13);
- 3- agregação de valores de subíndice 'p_i' obtidos para os poluentes, multiplicados pelos respectivos pesos 'w_i' atribuídos a cada parâmetro; a soma ponderada de todos os parâmetros indica o LPI geral.

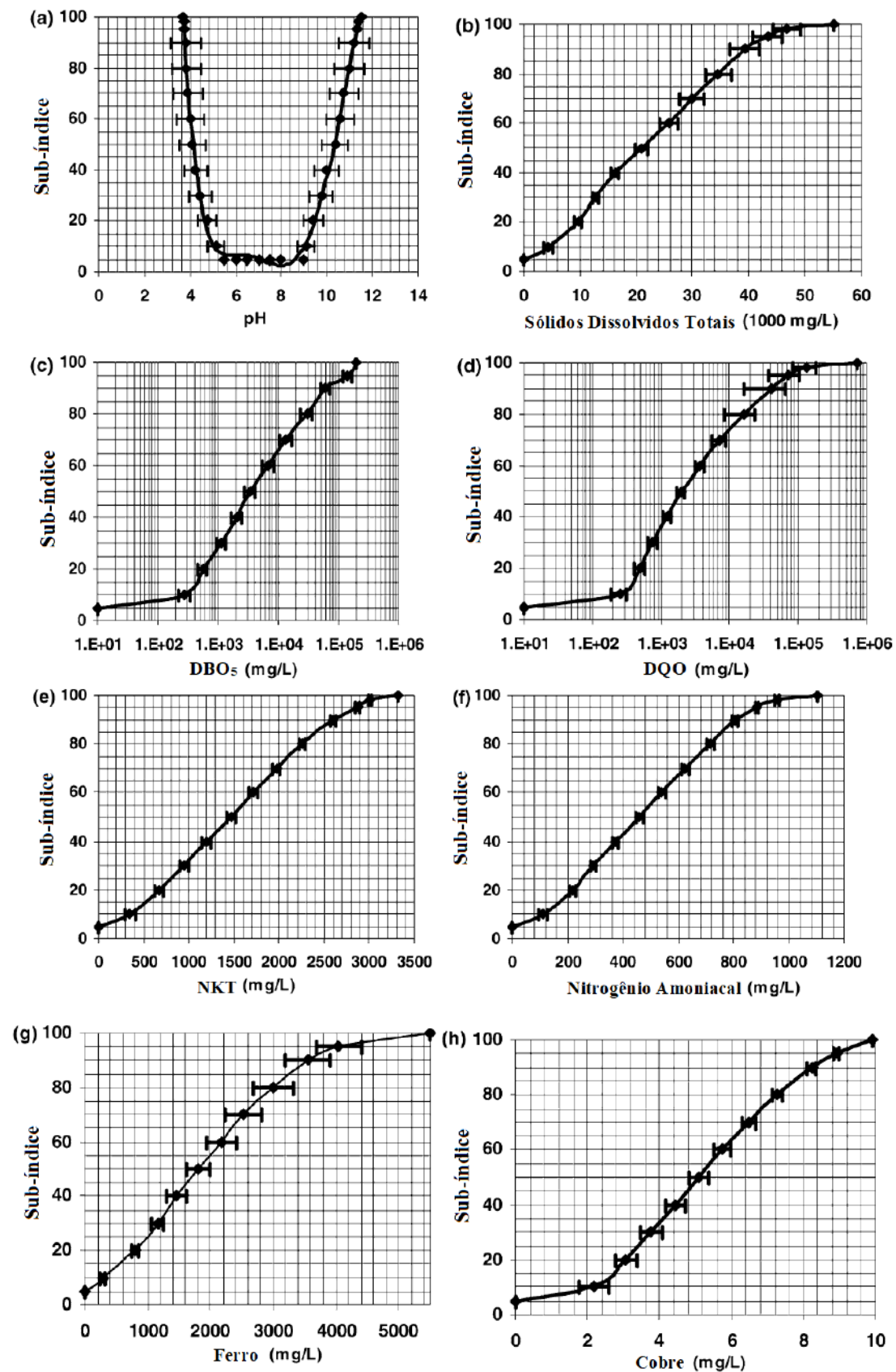


Figura 3.11. Curvas de subíndice para (a) pH, (b) sólidos dissolvidos totais, (c) DBO (d) DQO, (e) NKT, (f) nitrogênio amoniacal, (g) ferro e (h) cobre.

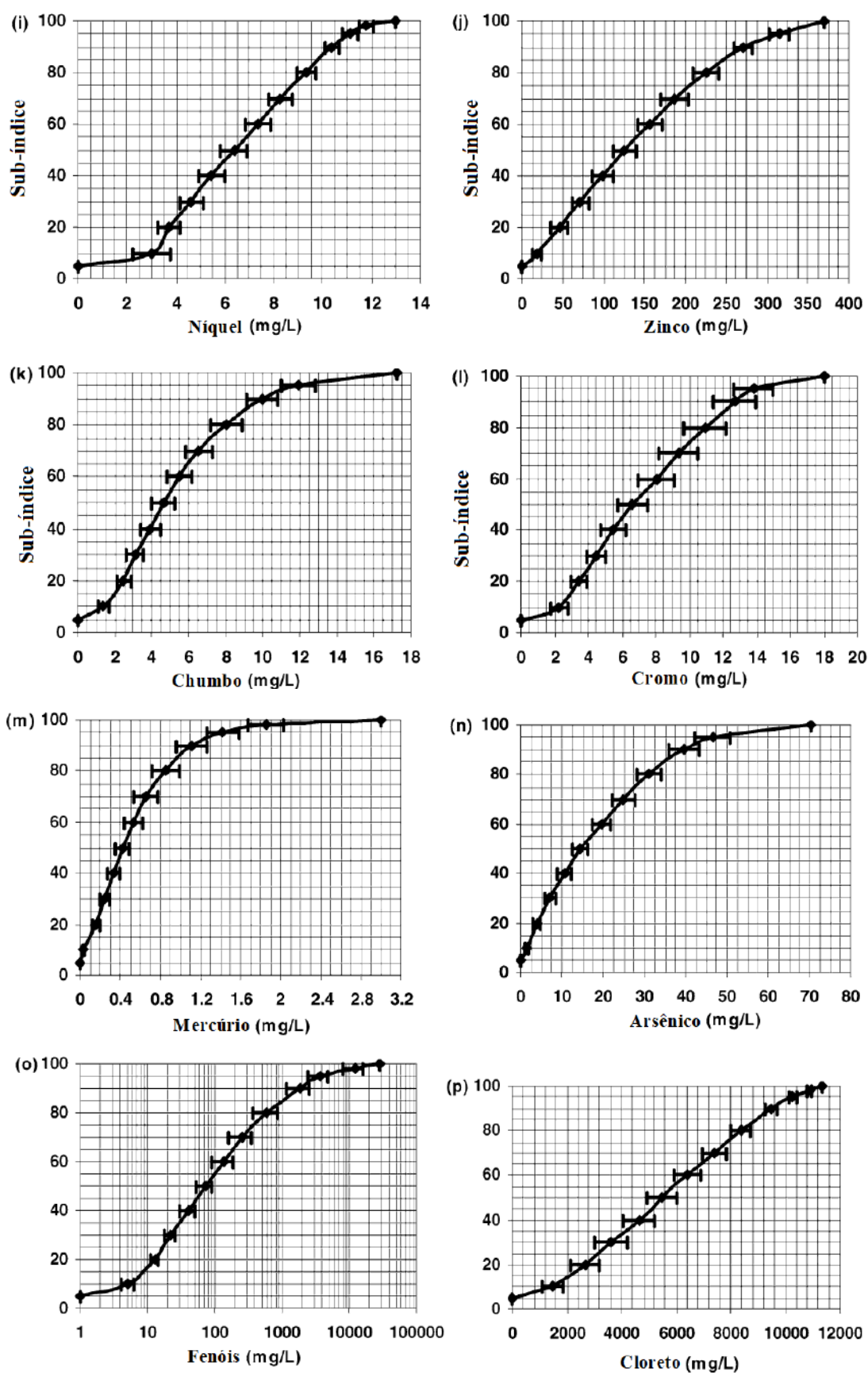


Figura 3.12. Curvas de subíndice para (i) níquel, (j) zinco, (k) chumbo, (l) cromo, (m) mercúrio, (n) arsênico, (o) fenóis e (p) cloreto.

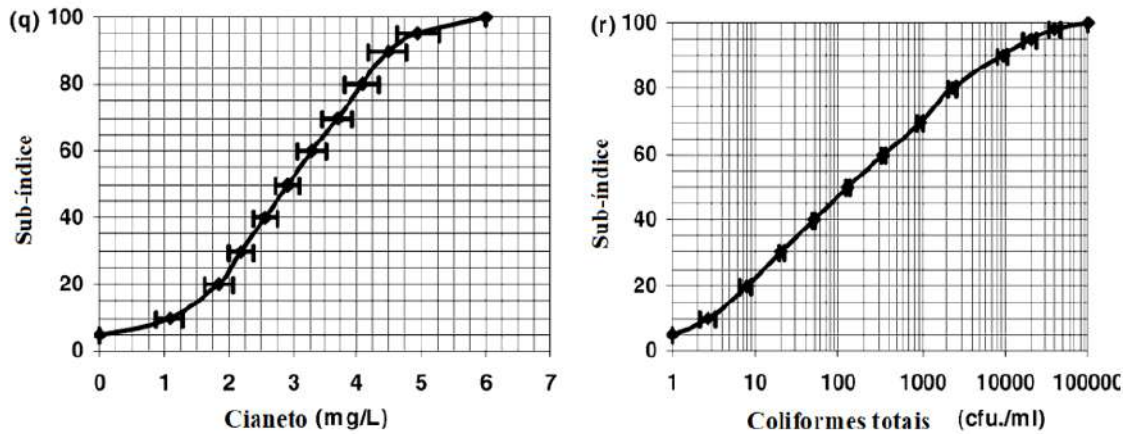


Figura 3.13. Curvas de subíndice para (q) cianeto e (r) coliformes totais.

3.2.2 HPI e MI

O HPI (*Heavy Metal Pollution Index*) é um índice de classificação da qualidade da água em relação aos metais pesados a partir da média de suas concentrações. O índice crítico de poluição é 100 e os pesos são atribuídos para cada metal, definidos como inversamente proporcionais ao padrão recomendado para cada parâmetro (MOHAN *et al.*, 1996). O HPI é calculado através das equações 3.3 e 3.4 a seguir:

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (3.3)$$

$$Q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100 \quad (3.4)$$

onde:

- W_i é a unidade de peso, calculado como $1/S_i$;
- Q_i é o subíndice que determina a classificação individual de cada metal;
- C_i é o valor médio da concentração de cada metal em $\mu\text{g/L}$;
- S_i é a concentração máxima recomendada para cada metal;
- n é o número de metais analisados.

Além do HPI, o MI (*Metal Index*), definido preliminarmente por TAMASI e CINI (2004) e aplicado por GOHER *et al.* (2014) e BALAKRISHNANT e RAMU (2016) é baseado em uma avaliação de tendência do estado atual das águas.

Quanto maior a concentração de um metal em comparação com o respectivo valor máximo permitido, pior a qualidade da água. De acordo com TAMASI e CINI (2004), o MI é calculado através da equação (3.5) como:

$$MI = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{(MAC)_i} \quad (3.5)$$

onde:

- C_i é a concentração de cada metal em $\mu\text{g/L}$;
- MAC é a concentração máxima permitida de cada elemento;
- n é o número de metais analisados.

A classificação da qualidade das águas a partir da aplicação do MI está apresentada na Tabela 3.5.

Tabela 3.5. Classificação do MI

CLASSE	MI	QUALIDADE
1	$MI < 0,3$	Muito pura
2	$0,3 < MI < 1$	Pura
3	$1 < MI < 2$	Levemente afetada
4	$2 < MI < 4$	Moderadamente afetada
5	$4 < MI < 6$	Fortemente afetada
6	$MI > 6$	Seramente afetada

3.2.3 IGEO e PI

O grau de contaminação dos solos pode ser avaliado através de índices, como IGEO (*Geoaccumulation Index*) e PI (*Pollution Index*), que são baseados na relação relativa da concentração real de cada traço de metal em uma amostra de solo em comparação com uma referência local. Esses índices são utilizados para avaliar a presença e intensidade da deposição de contaminantes antropogênicos em solo superficial.

O índice de geoacumulação (IGEO) foi originalmente definido por MULLER (1969) para concentrações de metal, sendo expresso segundo a equação 3.6:

$$IGEO = \log_2 \left[\frac{C_n}{1.5B_n} \right] \quad (3.6)$$

onde:

- C_n (mg/Kg) é a concentração mensurada do elemento n no solo;
- B_n (mg/Kg) é a concentração de referência (background value) do elemento n no solo

Outro parâmetro importante para identificar o nível de poluição no meio ambiente é o PI (MALKOC *et al.*, 2010; FAIZ *et al.*, 2009; LU *et al.*, 2009), expresso conforme a equação 3.7:

$$PI = \frac{C_n}{B_n} \quad (3.7)$$

onde:

- C_n (mg/Kg) é a concentração mensurada do elemento n no solo;
- B_n (mg/Kg) é a concentração de referência (background value) do elemento n no solo.

A classificação dos solos a partir do IGEO e PI estão apresentadas na Tabela 3.6 e na Tabela 3.7, respectivamente.

Tabela 3.6. Classificação do IGEO.

	IGEO	QUALIDADE
0	IGEO<0	Não poluído
1	0< IGEO<1	Não poluído para moderadamente poluído
2	1< IGEO<2	Moderadamente poluído
3	2< IGEO<3	Moderadamente para fortemente poluído
4	3< IGEO<4	Fortemente poluído
5	4< IGEO<5	Fortemente poluído para extremamente poluído
6	IGEO >5	Extremamente poluído

Tabela 3.7. Classificação do PI.

PI	QUALIDADE
$PI \leq 1$	Nível baixo de poluição
$1 < PI \leq 3$	Nível médio de poluição
$PI > 3$	Nível alto de poluição

No tópico 4.4 será apresentada a metodologia para cálculo do índice proposto nesta tese, referente à avaliação de aterros desativados.

3.3 Representação gráfica e análise estatística dos resultados

Para representação dos resultados das análises de amostras coletadas ao longo do tempo, além dos gráficos em *Excel*, utilizou-se também gráficos de *boxplot* (diagramas de caixa), do pacote estatístico *R*, para melhor representar as séries temporais de cada variável para o conjunto de dados ao longo do monitoramento do aterro. A "caixa" propriamente dita é formada pelos quartis inferior (1º Quartil) e superior (3º Quartil) dos dados da amostra. A linha que aparece dentro dela representa a mediana. As linhas horizontais acima e abaixo da caixa, representam, respectivamente, o extremo inferior e superior do conjunto de dados "normais". São considerados *outliers* aqueles dados cuja distância a qualquer dos quartis é maior que 1,5 vezes o intervalo inter-quartil (diferença entre o quartil superior e o inferior, ou seja, o "tamanho" da caixa). Os *outliers* são representados por rótulos inseridos na direção das linhas horizontais do diagrama. O principal objetivo desse tipo de gráfico é verificar a distribuição dos dados e sua dispersão para comparar variáveis que apresentam ampla variabilidade. Quando se plota várias caixas lado a lado, pode-se avaliar com mais facilidade o comportamento padrão nos experimentos amostrados.

O programa Statistica 7 foi utilizado para análise estatística dos resultados obtidos a partir do monitoramento do aterro. Inicialmente, utilizou-se a estatística descritiva para descrever e sintetizar os dados relativos a todos os compostos analisados no chorume de maneira direta: média, valores mínimos e máximos, desvio padrão, etc.

Para verificar a influência entre elementos químicos (efeitos de antagonismo e sinergismo), os dados do lixiviado foram tratados e analisados estatisticamente para testar a significância estatística do coeficiente de correlação linear de Pearson. Este

coeficiente quantifica (através de uma medida que varia de -1 a +1) a intensidade da associação linear existente entre variáveis.

A análise estatística multivariada (componentes principais e *cluster*) foi usada tanto para descrever a similaridade entre as amostras considerando o conjunto total de variáveis e suas correlações, quanto para encontrar conjuntos de variáveis que possam ser consideradas redundantes.

A análise dos componentes principais (ACP) possibilitou a transformação dos dados para duas dimensões, sendo projetada para transformar as variáveis originais em novas variáveis não correlacionadas (componentes principais), que são combinações lineares das variáveis originais (YÜDEL e DEMIR, 2004; SHRESTHA e KAZAMA, 2007).

A técnica de agrupamento hierárquico (HCA), que é usada para reconhecer padrões (similaridades) de amostras a partir de um conjunto de dados obtidos, permite o agrupamento das amostras entre si. A suposição básica de sua interpretação é que quanto menor for a distância entre os pontos, maior a semelhança entre as amostras. Na prática isso é mostrado por dendogramas, especialmente úteis na visualização de semelhanças entre amostras ou objetos representados por pontos em espaço com dimensão maior do que três, onde a representação de gráficos convencionais não é possível (YÜDEL e DEMIR, 2004).

No tópico 4.1.6, serão discutidos os resultados obtidos a partir da análise estatística realizada com os dados do monitoramento do chorume do aterro Morro do Céu, embasando a escolha dos parâmetros utilizados para cálculo do índice proposto nesta tese.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Composição do lixiviado

A identificação e quantificação dos parâmetros do lixiviado proveniente da degradação dos resíduos sólidos podem auxiliar na avaliação do seu impacto nos solos, águas superficiais e lençol freático.

Desde que a operação no Morro do Céu passou a ser controlada, pode-se dizer que a maior parte dos resíduos recebidos passou a ser de origem domiciliar e de limpeza urbana, como aqueles originários da varrição de logradouros e vias públicas. Porém, visto que a área está em operação desde a década de 80, e nessa época, sem qualquer tipo de controle, é provável que resíduos de atividades industriais também tenham sido aterrados.

A seguir, serão apresentados os principais resultados obtidos a partir do monitoramento do lixiviado gerado no Morro do Céu. As análises foram realizadas entre 2004 e 2017, sendo que, em 2013, segundo informações da Companhia de Limpeza Urbana de Niterói (CLIN), o aterro parou de receber resíduos.

É importante ressaltar que o monitoramento realizado entre 2004 e 2013 foi feito pelo GETRES (Grupo de Estudo em Tratamento de Resíduos Sólidos), através do projeto COPPETEC - PEC 5556, coordenado pelo professor Claudio Mahler, e os resultados estão presentes nos relatórios técnicos emitidos para os responsáveis pelo gerenciamento do local. Sendo assim, todos os gráficos apresentados neste capítulo foram construídos com base no monitoramento realizado neste período. Já para o ano de 2017, todas as amostras coletadas e suas respectivas análises são de responsabilidade da autora desta tese.

Os resultados do monitoramento do lixiviado serão comparados com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/2011, que se refere às condições e padrões de lançamento de efluentes, e também com dados reportados da literatura nacional e internacional.

4.1.1 *pH, DBO, DQO, DBO/DQO*

As variações de pH no lixiviado ocorrem devido à presença de ácidos, bases e pela decomposição de matéria orgânica. Em meio ácido, a solubilidade de muitos

constituintes é aumentada, diminuindo a adsorção e aumentando a troca iônica entre o lixiviado e o solo. Concentrações de metais associadas a pontos de pH mais alto tendem a ser menores. O pH é, portanto, um parâmetro importante para determinar em que fase de degradação de resíduos o aterro se encontra. Com o início do aterramento é esperada uma fase ácida com valores de pH inferiores a 7 e, em seguida, a elevação gradual em direção à fase metanogênica com valores de pH acima de 7 (POHLAND e HARPER, 1985; MCBEAN, 1995). À medida que as condições metanogênicas continuam a se desenvolver, a composição do lixiviado transforma-se gradualmente, e o pH aumenta (AHARONI et al., 2017).

Na Figura 4.1, está representada a variação do pH no chorume do aterro Morro do Céu. Não se nota diferenças significativas nos resultados do pH com a variação da precipitação. O valor médio observado para todo o período de monitoramento foi de 7,85 e na última amostra coletada, com o aterro desativado há 4 anos, o resultado do pH foi 8,71. O pH não foi medido no dia 16/01/2013. No gráfico *boxplot* da Figura 4.2, é possível observar a variação do pH e o intervalo de suas medidas.

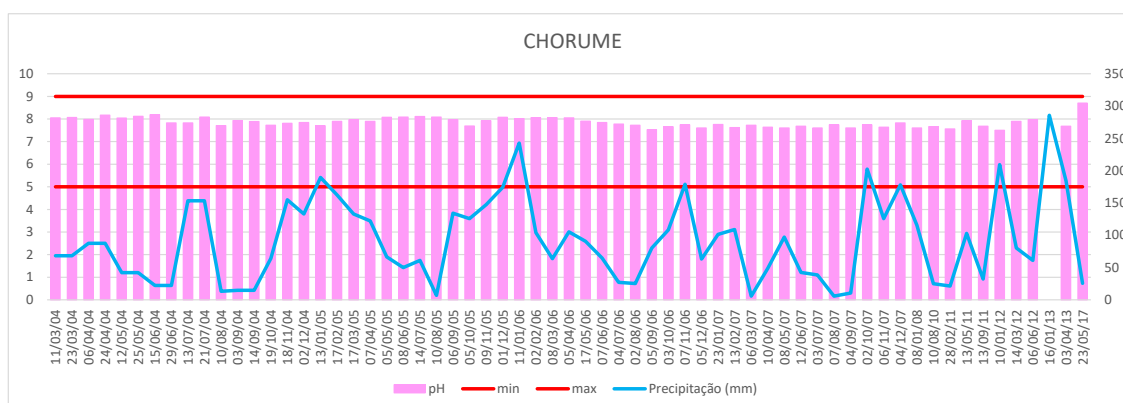


Figura 4.1. Resultados do pH ao longo do monitoramento.

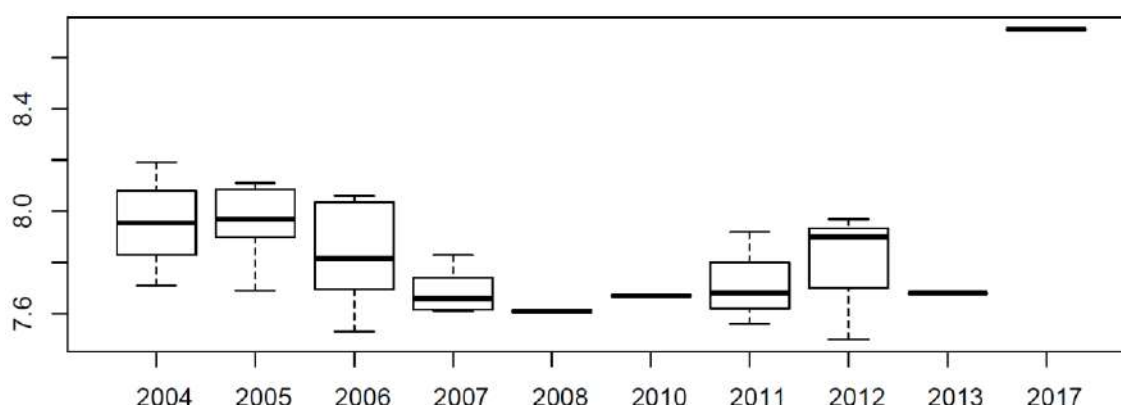


Figura 4.2. *Boxplot* dos resultados do pH ao longo do monitoramento.

Na faixa do pH encontrada no aterro, pode-se indicar que o lixiviado se apresenta na fase metanogênica, conforme observado por EHRIG (1983). Nessa fase, há a decomposição dos produtos de fermentação ácida que são convertidos em metano (CH_4), substâncias húmicas e água. A partir dos dados levantados por SOUTO e POVINELLI (2007), esta faixa de pH encontra-se dentro dos valores mais prováveis para os aterros brasileiros.

De um modo geral, os parâmetros físico-químicos se alteram conforme a idade do aterro. Quando o aterro é jovem e não atingiu a fase estável de fermentação anaeróbia, o pH é baixo e as concentrações de DQO (demanda química de oxigênio) e DBO (demanda bioquímica de oxigênio) são muito altas. A DBO é uma determinação indireta da matéria orgânica biodegradável. É uma medida do oxigênio consumido após 5 dias a 20°C pelos micro-organismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica. Neste texto, sempre que se referir à DBO, está implicitamente se referindo à DBO padrão (DBO_5). Na última análise realizada no Morro do Céu, os valores de DBO e DQO observados foram 255,9 mg/L e 990 mg/L respectivamente (Figura 4.3).

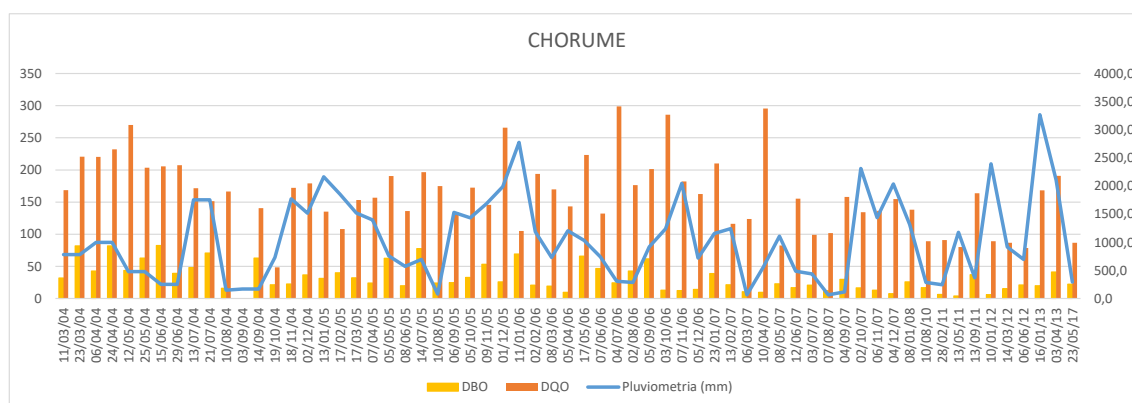


Figura 4.3. Resultados da DBO e DQO ao longo do monitoramento.

Conforme ilustrado na Figura 4.4 e na Figura 4.5, os gráficos *boxplot* apresentam, respectivamente, a distribuição dos valores de DBO e DQO no chorume ano a ano.

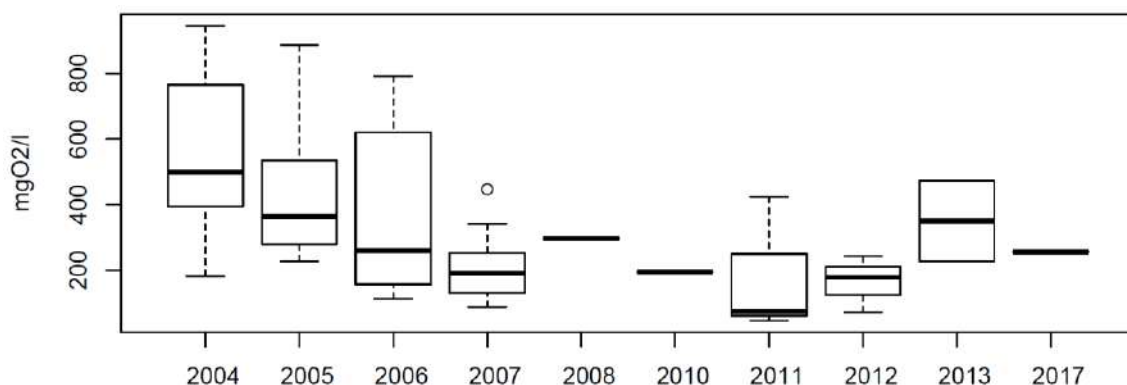


Figura 4.4. *Boxplot* dos resultados da DBO ao longo do monitoramento.

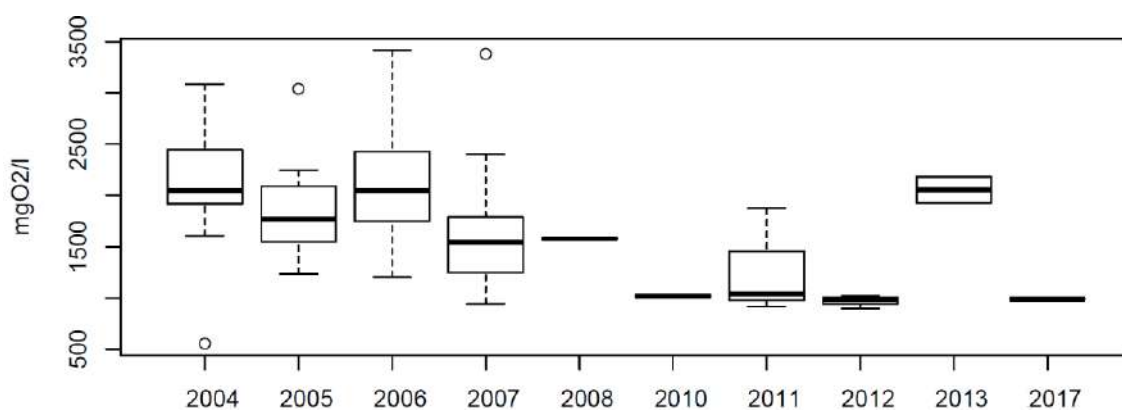


Figura 4.5. *Boxplot* dos resultados da DQO ao longo do monitoramento.

Diversos autores discutiram mudanças representativas no lixiviado, relatando uma substancial diminuição das concentrações de DBO e DQO após o fechamento do aterro. LEE e NIKRAZ (2014), por exemplo, atribuem a diminuição do valor de DBO e DQO ao longo do tempo ao fato de haver uma redução de poluentes com o passar dos anos. Os autores fazem uso da relação DBO/DQO como um indicador para determinar a extensão da atividade microbiana que afetará a qualidade do lixiviado.

Na fase metanogênica, para aterros com idade superior a 10-15 anos, que o pH já se encontra normalmente acima de 8, a matéria orgânica dissolvida diminui, consistindo principalmente em compostos mais estáveis, de modo que a relação DBO/DQO cai, juntamente com as concentrações de metais. Para lixiviados de aterros antigos, é comum que a DQO esteja abaixo de 4.000 mg/L e sua relação DBO/DQO seja menor que 0,1 (CHEN, 1996; EL-FADEL *et al.*, 1997; YOUCAI *et al.*, 2000; POULSEN *et al.*, 2002; TATSI e ZOUBOULIS, 2002; SCOTT *et al.*, 2005; KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008; BHALLA *et al.*, 2014).

No caso do lixiviado do aterro Morro do Céu, a relação DBO/DQO encontra-se atualmente (2017) em 0,26 (Figura 4.6). Na Figura 4.7, os resultados estão agrupados por ano, na forma de *boxplot*.

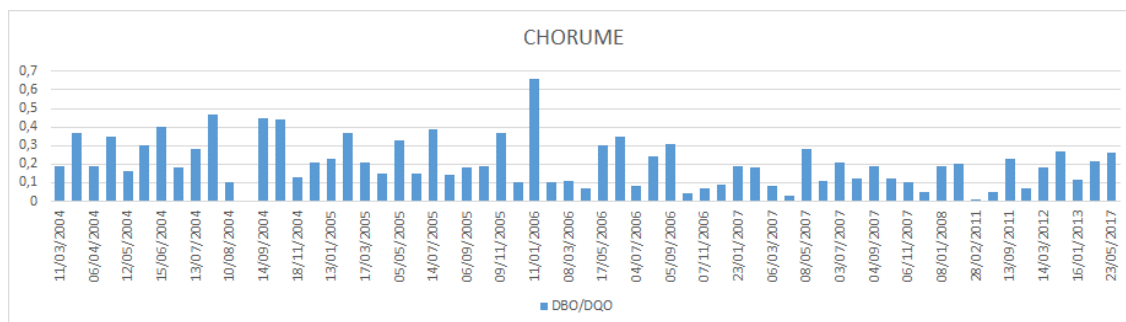


Figura 4.6. Resultados da relação DBO/DQO ao longo do monitoramento.

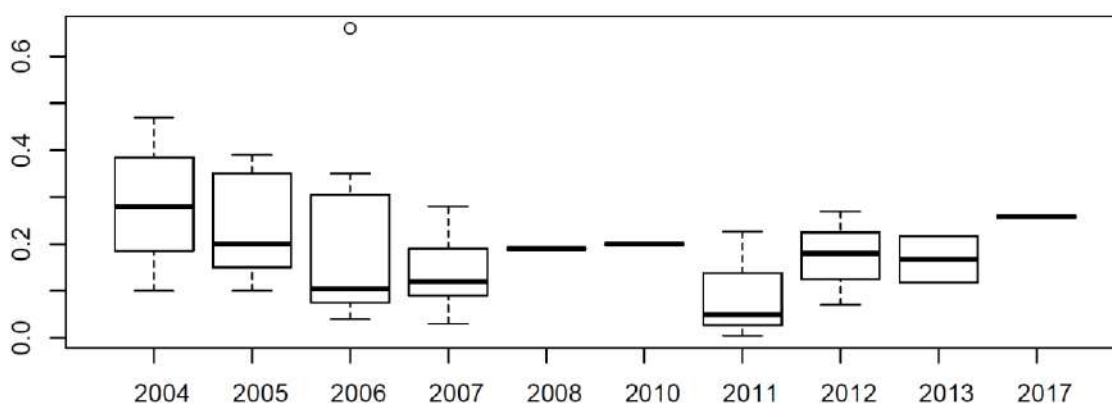


Figura 4.7. *Boxplot* dos resultados da relação DBO/DQO ao longo do monitoramento.

A biodegradabilidade do percolado é variável em função do tempo. Inicialmente, a relação DBO/DQO é maior ou igual a 0,5. Valores dessa relação entre 0,4 e 0,6 indicam que a matéria orgânica é facilmente biodegradável. Em aterros maduros, essa relação frequentemente varia entre 0,05 e 0,2. Nesses casos, a relação tem valores baixos, porque o percolado de aterros maduros contém ácidos húmicos e fúlvicos, que não são biodegradados com facilidade (OTTONI, 2011).

Uma razão DBO/DQO baixa não significa necessariamente que os compostos ali presentes são pouco biodegradáveis, mas apenas que os microrganismos atuantes não foram capazes de consumi-los. Sendo assim, é importante que sejam feitas análises complementares quando um efluente apresenta baixas razões DBO/DQO (SOUTO, 2009).

Nos estudos realizados no Morro do Céu por SISINNO e MOREIRA (1996) e NETTO *et al.* (2002), os valores de pH nas amostras de lixiviado durante os anos de 1994 e 1999 ficaram entre 7,7 e 8,1; concluindo-se que o aterro já se encontrava na fase metanogênica. Em relação à DBO e DQO, resultados apresentados entre 1994 e 1995 foram de 4.000 mg/L e 11.500 mg /L, respectivamente, muito acima dos valores determinados em 2017 (DBO: 255,9 mg /L e DQO:990 mg/L).

Na literatura, há uma variação considerável na qualidade do lixiviado produzido a partir de diferentes aterros no mundo. Alguns autores concluíram que o lixiviado do aterro jovem é caracterizado por uma DQO muito elevada, com valores acima de 2.000 mg/l, enquanto no lixiviado das áreas de disposição mais antigas as concentrações de DQO estão abaixo de 1.000 mg/l (CHEN, 1996; EL-FADEL *et al.*, 1997; HARMSSEN, 1983; KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008; BHALLA *et al.*, 2014). Em trabalhos mais recentes, o que se discute é que os aterros podem se tornar metanogênicos relativamente rápido e mesmo o lixiviado do aterro jovem pode apresentar baixa DQO (AZIZ *et al.*, 2007; KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008).

A Tabela 4.1 mostra as variações de pH, DBO e DQO de áreas de disposição de resíduos encerrados relatadas na literatura.

Tabela 4.1. Comparação entre parâmetros do lixiviado nesse estudo e a reportada na literatura provenientes de diferentes tipos de disposição.

AUTORES	TIPO DE DISPOSIÇÃO	OPERAÇÃO	pH	DBO	DQO
Este estudo	aterro controlado	1983 - 2013	7,5 - 8,7	255,90 - 473,5	990 – 2.180
TEIXEIRA <i>et al.</i>, 2007	lixão	1999 - 2005	7,5 - 8,2	966 - 17.137	3.290- 34.239
BACELAR <i>et al.</i>, 2010	lixão	1978 - 2011	7,3 - 8,9	151 - 591	2.015 - 3.160
QUEIROZ <i>et al.</i>, 2011	aterro sanitário	1992 - 2007	7,9 - 8,3	1.800 - 2.500	6.800 - 8.000
QUEIROZ <i>et al.</i>, 2011	aterro controlado	1992 - 2007	7,9 - 8,3	515 - 6.138	2.500 - 9.143
PEIXOTO, 2007	aterro controlado	1986 - 2006	7,9 - 8,2	ND	939 - 1.105
GALVEZ <i>et al.</i>, 2008	aterro sanitário	1999 - 2006	7,8 - 8,1	2.555 -19.096	12.158 - 51.250

OTTONI, 2011	aterro sanitário	2003 - 2010	7,5 - 7,8	71,7 - 1574	-
CHU <i>et al.</i>, 1994	lixão	1960 - 1979	7,2 - 8,4	-	147 - 1.590

4.1.2 Nitrogênio Amoniacal

Uma vez que o nitrogênio é o constituinte das proteínas, suas concentrações em lixiviados estão diretamente relacionadas aos percentuais de matéria orgânica presentes nos resíduos sólidos. Em países como o Brasil, com pouquíssimas iniciativas de compostagem e reaproveitamento da matéria orgânica, milhões de toneladas desse material são aterradas diariamente, contribuindo para a geração de líquidos e gases altamente poluentes que precisam passar por processos de tratamento a custos elevados. Segundo FLECK (2003), a forma amoniacal tende a predominar com o passar do tempo.

Os aterros de resíduos, por serem ambientes predominantemente anaeróbios, produzem efluentes com baixíssimas concentrações de nitritos e nitratos. Por outro lado, a grande atividade biológica presente tanto na massa de resíduo quanto no sistema de drenagem faz com que quase a totalidade do nitrogênio orgânico seja convertida em nitrogênio amoniacal dentro do próprio aterro e o mesmo não é usado em quantidades significativas por nenhum grupo microbiano. Desse modo, há elevadas concentrações de amônia no lixiviado, considerada um importante traçador na contaminação dos corpos hídricos (SOUTO, 2009).

Grande parte da amônia presente é proveniente da degradação da matéria orgânica e o lixiviado de aterro mais antigo é rico em nitrogênio amoniacal devido à hidrólise e fermentação das frações nitrogenadas de substratos biodegradáveis. Sua presença em altas concentrações ao longo de toda vida do aterro faz com que ele seja um dos principais poluentes no lixiviado. De acordo com CHU *et al.* (1994) após um período de 3 a 8 anos, a concentração de nitrogênio amoniacal atinge valores médios entre 500 e 1500 mg/l, permanecendo nesse nível por pelo menos 50 anos.

No Morro do Céu, durante todo o período de monitoramento, os valores encontrados ficaram muito acima dos padrões estabelecidos, que é de 20 mg/L de acordo com a Resolução CONAMA 430/2011 e 5,0 mg/L ao se comparar com a

legislação do INEA (NT 202, revisão 10) (Figura 4.8). Na Figura 4.9 os resultados estão agrupados por ano, na forma de *boxplot*.

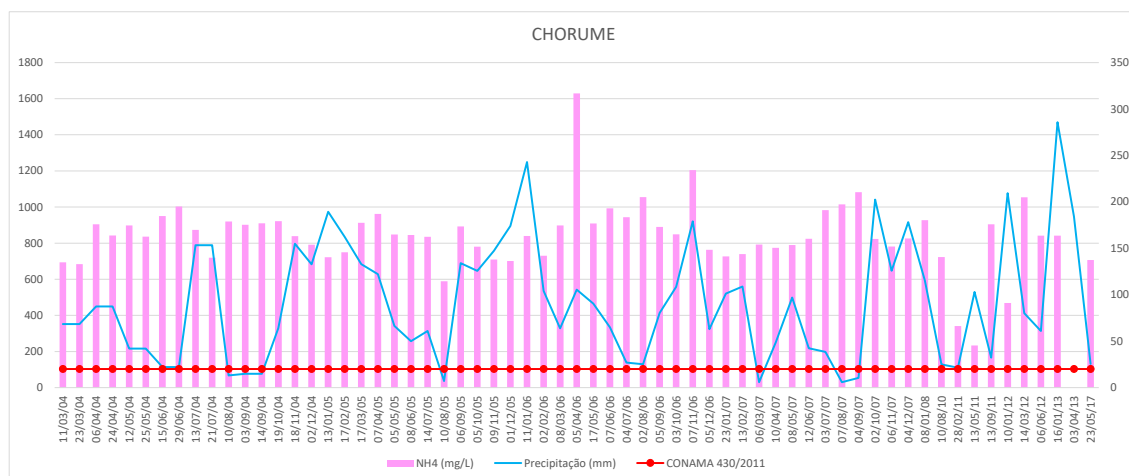


Figura 4.8. Resultados do nitrogênio amoniacal ao longo do monitoramento.

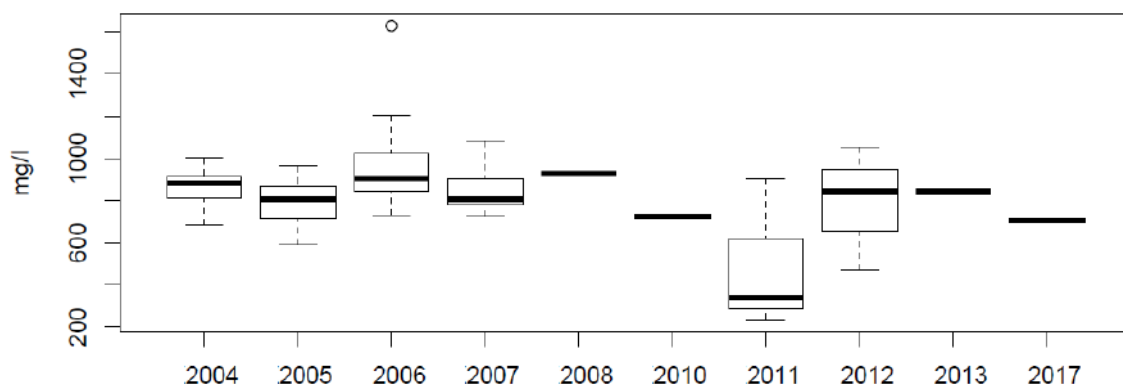


Figura 4.9. *Boxplot* dos resultados do nitrogênio amoniacal ao longo do monitoramento.

De uma maneira geral, as concentrações de nitrogênio amoniacal no lixiviado dos aterros brasileiros são altíssimas. MONTEIRO (2003) reuniu resultados em diversas fases de operação do aterro no país, e os valores máximos detectados chegaram a 2.900 mg/L.

No aterro sanitário de Nova Iguaçu, localizado no Estado do Rio de Janeiro, uma de suas células (Sub-Aterro 1) foi encerrada após 7 anos de operação, com mais de 3 milhões de toneladas aterradas. O material recebido no local era predominantemente orgânico e as concentrações de nitrogênio amoniacal após sua desativação superaram 1.000 mg/L (OTTONI, 2011).

TEIXEIRA *et al.* (2007) apresentaram as análises do chorume de um lixão encerrado que operou por 6 anos em Juiz de Fora (MG), perfazendo cerca de 800 mil toneladas de resíduos dispostos. Passados 2 anos de seu encerramento, as concentrações de nitrogênio amoniacal detectadas no lixiviado ultrapassaram 1.200 mg/L.

QUEIROZ *et al.* (2011) caracterizaram o lixiviado gerado no aterro Bandeirantes e no aterro São João, ambos em São Paulo. O primeiro operou por aproximadamente 30 anos e recebeu mais de 23 milhões de toneladas de resíduos. Desse total, aproximadamente 60% era orgânico. Suas atividades foram encerradas em março de 2007 e as concentrações do lixiviado entre maio de 2008 e fevereiro de 2009 ultrapassaram 2.390 mg/L. Já o aterro São João, operou entre os anos de 1992 e 2007 e recebeu aproximadamente 27,9 milhões de toneladas de resíduos urbanos. A quantidade de lixiviado gerado atualmente ultrapassa 1.800 m³/dia e as concentrações de nitrogênio amoniacal medidas no lixiviado estão na faixa de 2.870 mg/L.

LINS (2011) relata que no lixiviado do Aterro da Muribeca, em Pernambuco, as concentrações de nitrogênio amoniacal variaram entre 1.125 e 2.900 mg/L, que de acordo com SOUTO e POVINELLI (2007), se enquadra na faixa máxima de aterros brasileiros.

CLÉMENT e MERLIN (1995), através de cálculos utilizando regressão matemática aplicada aos parâmetros físico-químicos e toxicológicos, obtiveram a confirmação de que a alcalinidade e a amônia podem ser os principais contribuintes para a toxicidade atribuída ao lixiviado. Dessa forma, faz-se necessário que o pH e a alcalinidade do efluente que será lançado no corpo receptor sejam controlados, para não criar condições favoráveis para o surgimento de amônia na forma tóxica.

Uma vez que a maioria dos processos de oxidação da amônia depende do consumo de oxigênio, o lançamento de grandes quantidades num corpo d'água pode causar queda acentuada das concentrações de oxigênio dissolvido, causando sérios prejuízos ao ambiente aquático. A amônia livre (NH₃) é um tóxico bastante restritivo à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. Por estes motivos, a concentração de nitrogênio amoniacal é um importante parâmetro de classificação das águas naturais e é normalmente utilizado na constituição de índices de qualidade das águas (CETESB, 2009).

4.1.3 Fenóis, cianetos e cloretos

ÖMAN e JUNESTEDT (2008) detectaram a presença de um grande número de compostos perigosos em lixiviados de aterros, incluindo compostos aromáticos, halogenados e pesticidas. Muitos foram quantificados em concentrações muito baixas, mas que não eliminam as ameaças ambientais.

NETTO *et al.* (2002) avaliaram a existência de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA's) como substâncias possivelmente cancerígenas e/ou mutagênicas no lixiviado do aterro Morro do Céu. Os resultados encontrados mostraram a identificação de mais de 17 HPA's em amostras coletadas durante quatro meses (entre novembro de 1998 e abril de 1999). As prováveis fontes destes compostos, segundo os autores, eram a mistura de resíduos industriais aos resíduos urbanos e a queima dos resíduos nas áreas de disposição. No estudo citado, chama-se atenção para a importância de se exigir o monitoramento do chorume para todas as áreas de disposição de resíduos sólidos, já que as mesmas podem concentrar e exportar substâncias que merecem atenção tanto sob o aspecto ambiental como de saúde. Os resultados encontrados não puderam ser comparados com os limites máximos estabelecidos, uma vez que estas substâncias não eram citadas nas normas de controle de efluentes utilizadas como referência àquela época: NT – 202 da FEEMA (FEEMA, 1986) e Resolução CONAMA N°20, Art. 21 (FEEMA, 1992). Os valores obtidos através das análises foram maiores que os relatados por YASUHARA *et al.* (1997) para lixiviados de locais de descarte perigosos no Japão. Segundo reportam os autores, os resultados sugerem que os HPA's são constituintes importantes do lixiviado do Morro do Céu, que àquela época estava sendo continuamente exportado para o pequeno rio Mata Paca, levando a contaminação de sedimentos e biota.

Em relação aos fenóis, no primeiro ano de monitoramento do Morro do Céu, a média da concentração desse composto nas amostras de lixiviado foi de 0,67 mg/L, considerado alto, ao se comparar com o limite estabelecido pela legislação vigente para lançamento de efluente que é de 0,5 mg/L. Com o passar dos anos, esses valores diminuíram consideravelmente (Figura 4.10 e Figura 4.11).

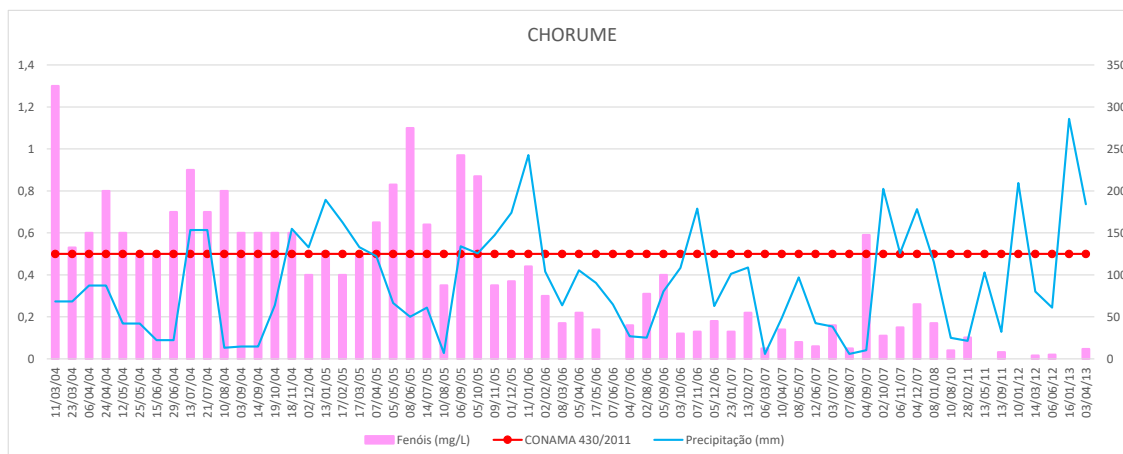


Figura 4.10. Resultados dos fenóis ao longo do monitoramento.

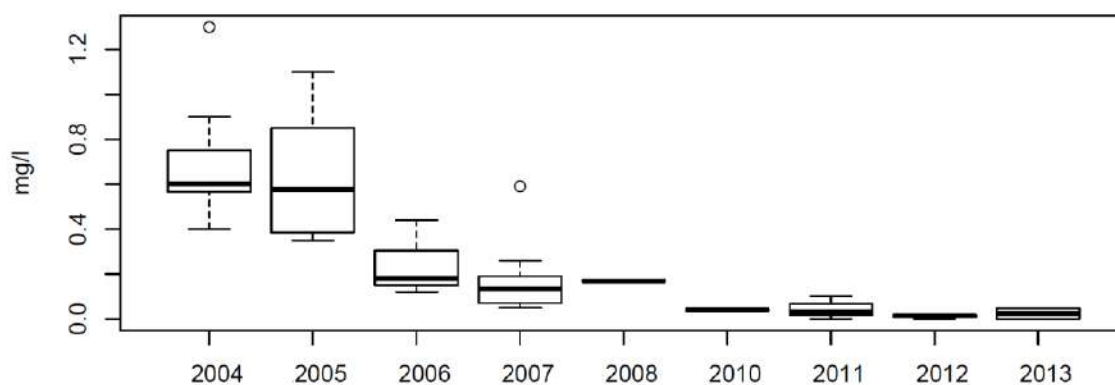


Figura 4.11. *Boxplot* dos resultados dos fenóis ao longo do monitoramento.

Os fenóis são gerados através da degradação de macromoléculas orgânicas em decomposição no aterro sanitário. Sua solubilidade em água é elevada sendo facilmente arrastado e acumulado no chorume, por isso o controle dessa classe de poluente é tão importante (MANSOURI *et al.*, 2007).

O fenol identificado nas amostras pode ser oriundo de várias fontes, inclusive de resíduos considerados perigosos. Esses compostos costumam ser usados como desinfetantes e coadjuvantes em vários segmentos industriais (RICHARDSON e GANGOLLI, 1992; SHREVE e BRINK, 1997).

No caso dos cianetos, suas concentrações no lixiviado Morro do Céu caíram drasticamente a partir de 2007. A média dos valores era 0,49 mg/L em 2004, passando para 0,03 mg/L em 2013. Porém, entre os anos de 2005 e 2007 as concentrações do composto nas amostras coletadas chegaram a 2 mg/L, 10 vezes acima do limite máximo permitido para lançamento de efluente, como pode ser visto na

Figura 4.12. A variação dos resultados ano a ano está ilustrada nos gráficos *boxplot* da Figura 4.13.

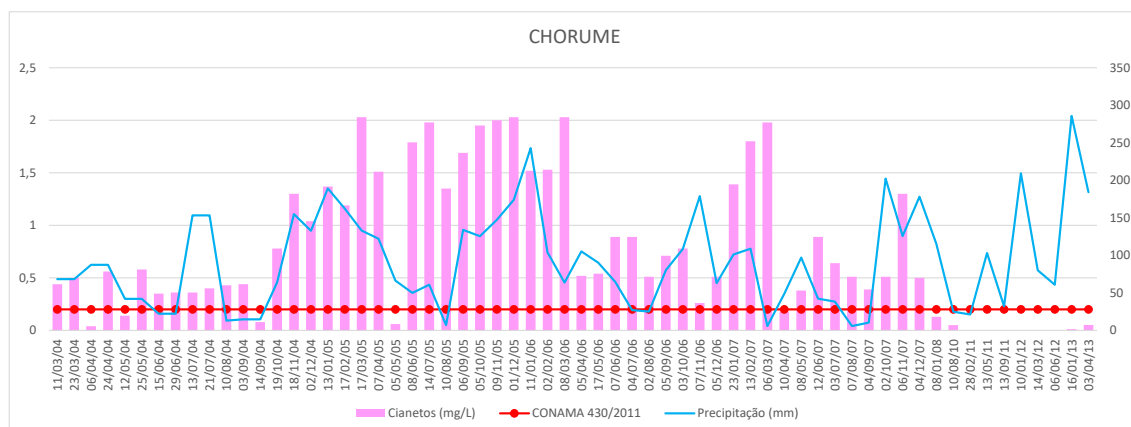


Figura 4.12. Resultados do cianeto ao longo do monitoramento.

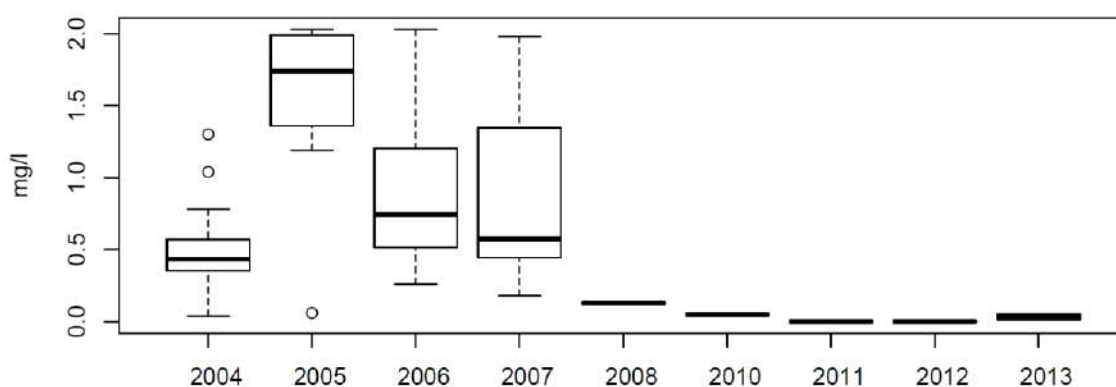


Figura 4.13. *Boxplot* dos resultados do cianeto ao longo do monitoramento.

PASCHOLATO (2000) reporta que as concentrações de cianeto em lixiviado de aterros de resíduos industriais tendem a ser maiores. No lixão de Serrana, em Ribeirão Preto/SP, o valor máximo encontrado para cianeto foi de 0,044 mg/L em áreas com codisposição de resíduos industriais. Ao comparar esses valores com as concentrações máximas encontradas no lixiviado Morro do Céu, aumentam-se as suspeitas de que resíduos industriais já foram aterrados no local.

O fato da área de disposição no Morro do Céu deixar o *status* de lixão e ter passado por melhorias em relação ao controle dos resíduos aterrados e efluentes gerados, pode ter contribuído para que os resíduos industriais deixassem de ser

dispostos neste aterro. Essas melhorias podem justificar o decréscimo das concentrações de fenóis e cianetos a partir de 2008.

O cloreto no lixiviado Morro do Céu foi analisado apenas na amostragem de 2017. A concentração média foi de 54,2 mg/L, considerada baixa ao se comparar com os valores reportados da literatura. MORAES e PERALTA-ZAMORA (2005) apresentam uma relação referente à composição média do lixiviado de aterros sanitários no Brasil em que o valor máximo de cloreto pode chegar a 4.500 mg/L. EL-FADEL *et al.* (1997) pondera que para aterros com idade acima de 20 anos, a concentração do cloreto no lixiviado tende a ser menor que 100 mg/L.

Segundo SOUTO (2009), o cloreto é solúvel por natureza e deve se encaixar entre os compostos que são rapidamente liberados, levando a crer que não é um poluente que traz grandes preocupações a longo prazo. É importante destacar que na Resolução CONAMA 430/2011, não há um limite determinado para o cloreto, não havendo nenhuma restrição para o lançamento de efluentes com altas concentrações desse composto.

4.1.4 Metais pesados

Metais pesados podem estar presentes em diversos tipos de resíduos: pilhas, baterias, tintas, produtos de limpeza, componentes eletrônicos, medicamentos, entre outros. Porém, é comum a presença desses metais no lixiviado de aterros e lixões que não recebem resíduos industriais, já que uma parcela importante dos resíduos domiciliares possui esses elementos em sua composição (SHINZATO, 2014).

ROUSSEAX *et al.* (1989) *apud* EGREJA FILHO (1999) fizeram uma estimativa da quantidade de metais pesados dispersos no resíduo brasileiro, assim como a contribuição de cada componente do resíduo para o teor final de metais no composto. Os plásticos aparecem como a principal fonte de cádmio (67 a 77% do total). O chumbo e o cobre se manifestam em quantidades importantes nos metais ferrosos (29 a 50% e 14 a 50%, respectivamente). O couro contribui com cerca de 35% do cromo e a borracha com 32 a 37% do zinco. O papel aparece como notável fonte de chumbo (10 a 14%).

As concentrações de metais ligeiramente superiores são verificadas normalmente em aterros jovens (durante o estágio de acidificação) devido ao alto grau de solubilização do metal como resultado do baixo pH causado pela produção de ácidos

orgânicos. À medida que a idade do aterro aumenta, observa-se um crescimento nos valores de pH que causa uma certa diminuição da solubilidade dos metais e isso resulta em uma queda das suas concentrações devido principalmente a precipitação de hidróxidos e sulfetos.

No lixiviado analisado no Morro do Céu, concentrações médias de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn mantiveram-se abaixo do limite estabelecido pela legislação vigente em todos os anos de monitoramento, com uma tendência clara de diminuição ao longo do tempo. Esse comportamento confirma as afirmações de HARMSEN (1983), de que a concentração de metais pesados nos lixiviados de aterros, na etapa da fermentação, deverá possuir baixos teores de metais pesados devido à solubilização metálica e complexação de ácidos graxos voláteis.

As concentrações médias dos metais CrVI, Fe e Mn se apresentaram acima dos padrões estabelecidos para lançamento de efluente no início do monitoramento, mas no ano de 2017 encontram-se abaixo dos limites admissíveis. As altas concentrações de *Fe* encontradas podem ser justificadas pelo teor deste metal presente na argila utilizada como camada de cobertura de resíduos do aterro Morro do Céu.

Na faixa de pH que o lixiviado do Morro do Céu se encontra, é justificada a baixa concentração de metais pesados, uma vez que o pH elevado reduz a disponibilidade destes contaminantes.

O comportamento dos metais ao longo do monitoramento está representado na Figura 4.14 e em forma de gráficos *boxplot* na Figura 4.15 e na Figura 4.16.

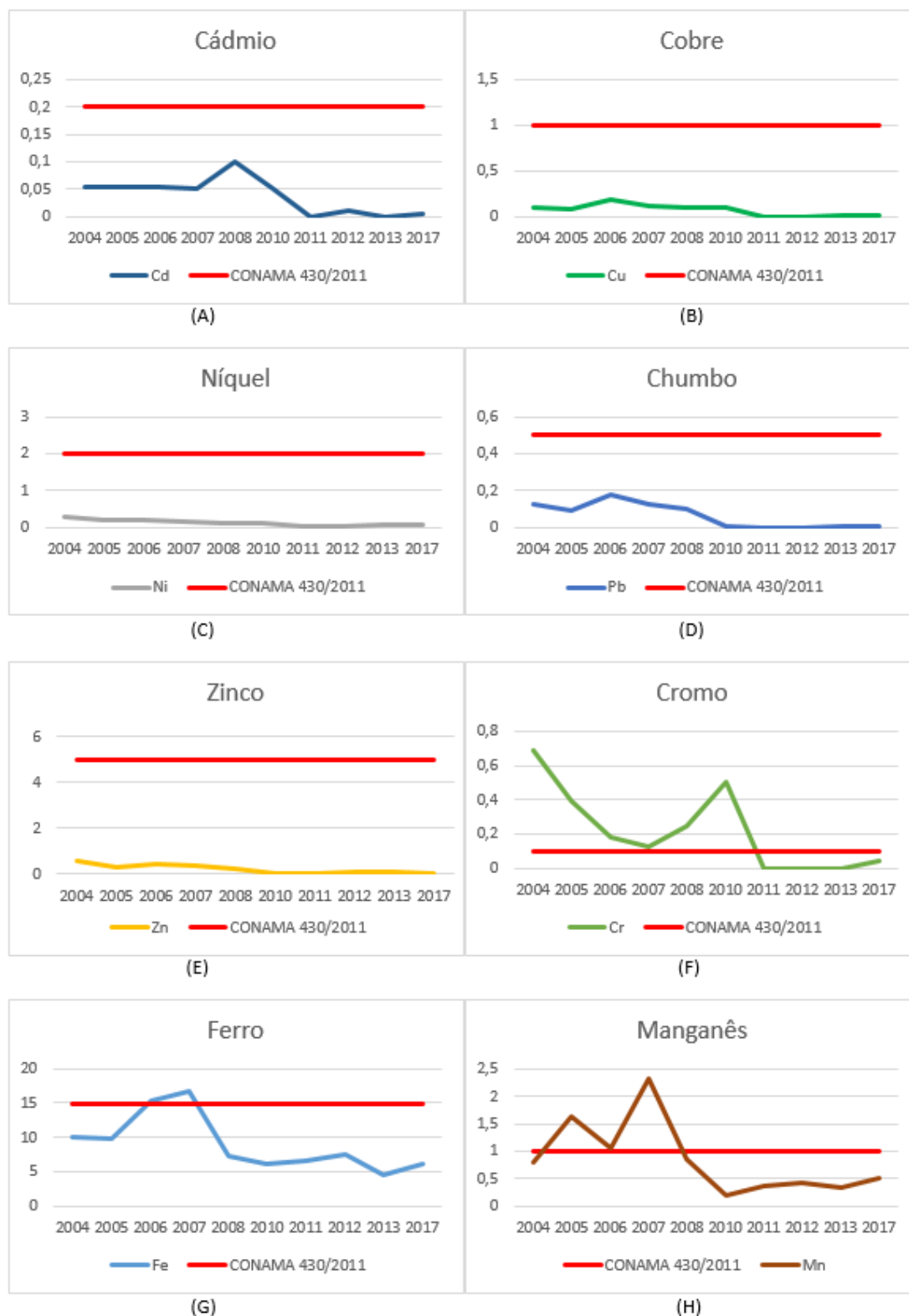


Figura 4.14. Resultados dos metais no lixiviado Morro do Céu: (A) cádmio, (B) cobre, (C) níquel, (D) chumbo, (E) zinco, (F) cromo, (G) ferro, (H) manganês.

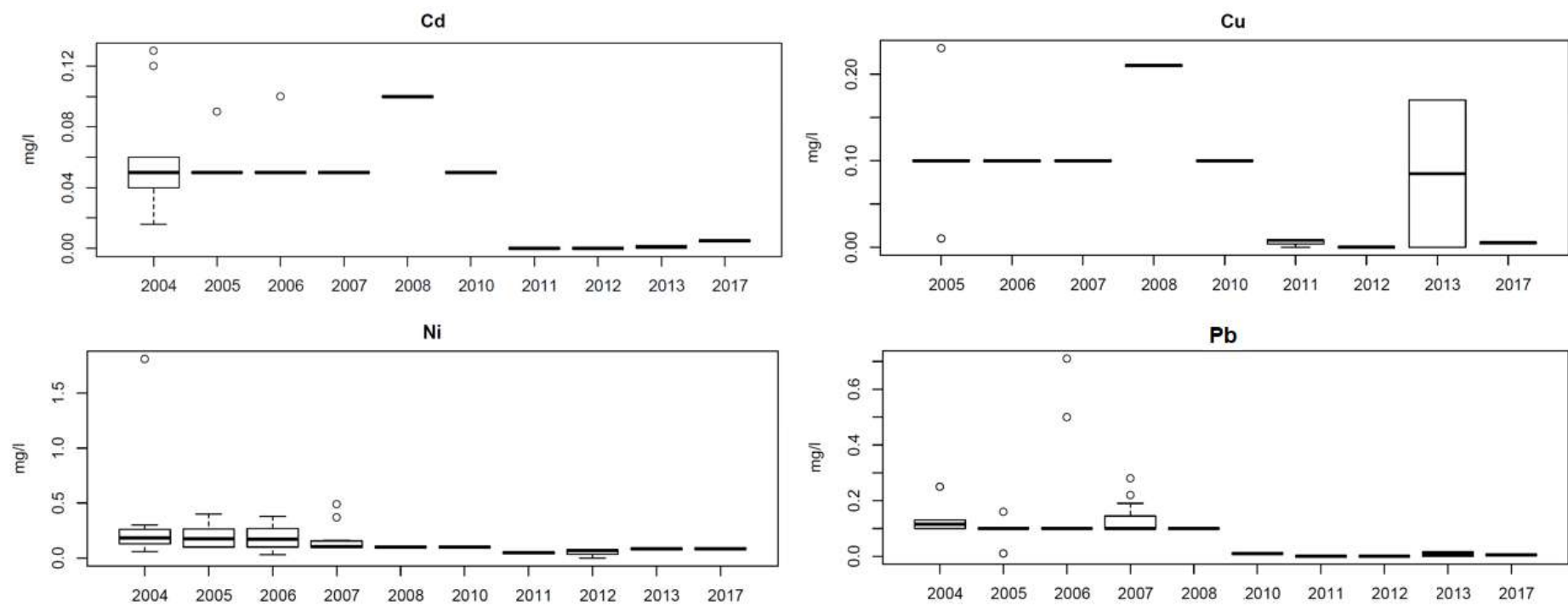


Figura 4.15. *Boxplot* dos resultados de cádmio, cobre, chumbo e níquel em sentido horário.

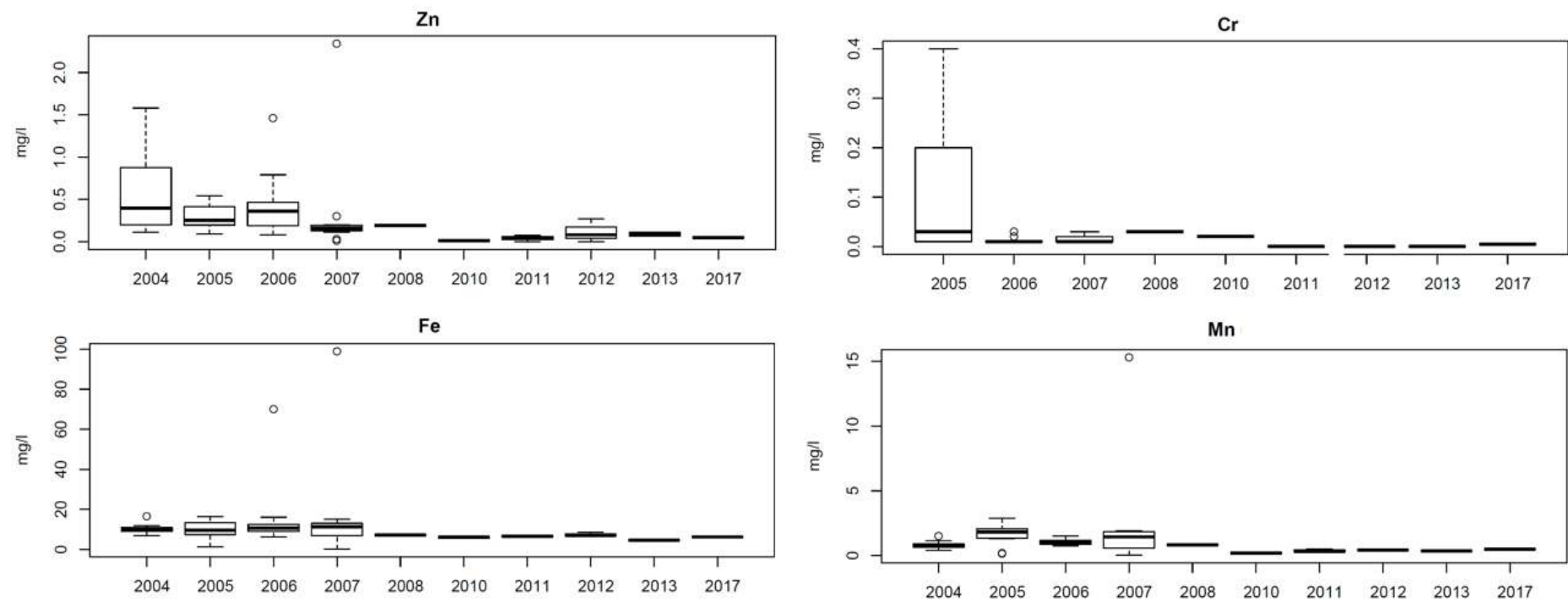


Figura 4.16. *Boxplot* dos resultados de zinco, cromo, manganês e ferro em sentido horário.

A concentração de arsênio foi analisada no lixiviado nos meses de janeiro e abril de 2013 e o valor médio encontrado (0,42 mg/L) estava abaixo do limite para este metal (0,5 mg/L), mas ainda considerado alto ao se comparar com outros aterros de resíduos urbanos. Os resultados do arsênio avaliado no lixiviado do aterro sanitário de Nova Iguaçu, variaram entre 0 e 0,040 mg/L nas análises feitas entre Abril de 2009 e Junho de 2011 (OTTONI, 2011). As concentrações deste metal são significativamente inferiores em aterros domésticos, quando comparados com aterros industriais (SOUTO, 2009).

KRUGEL e KOLICHESKI (2014) caracterizaram um efluente proveniente de aterro classe I em Curitiba, Paraná, e avaliaram que a média das concentrações de As apresentava-se acima dos padrões do CONAMA 430/2011. KJELDSEN *et al.* (2002) reportam valores de 0,01 a 1 mg/L como sendo típico para arsênio em lixiviado de aterros de resíduos.

SISINNO e MOREIRA (1996) analisaram as concentrações de metais pesados no chorume do aterro Morro do Céu nos meses de Novembro de 1994 e Janeiro de 1995 e verificaram que estavam abaixo dos valores máximos estabelecidos pela Norma Técnica 202 da FEEMA, padrão recomendado à época. As baixas concentrações dos íons metálicos foram atribuídas à baixa solubilidade de vários destes metais nas condições prevalentes – pH alcalino, elevado teor de matéria orgânica, redução de sulfato - uma vez que podem precipitar como hidróxidos e/ou como sulfetos, aos mecanismos de retenção pelo solo, sedimentos e material em suspensão, à complexação dos metais com a matéria orgânica, etc. A autora destaca ainda, que muitos materiais contendo metais que seriam despejados no aterro eram retirados pelos catadores – que ocupavam o espaço, visto que na década de 90 a área operava ainda sob forma de lixão - diminuindo consideravelmente a introdução destes elementos na massa de lixo.

CHRISTENSEN *et al.* (2001) afirmam que metais pesados como As, Cd, Ni, Zn, Cu, Hg e Pb, não constituem um problema frequente em aterros de resíduos sólidos domésticos, pois além dos resíduos geralmente possuírem baixas concentrações desses metais, os mesmos estão sujeitos a forte atenuação por sorção e precipitação na fase metanogênica do aterro. Na fase ácida do aterro, mesmo os de RSU, são esperadas maiores concentrações de íons metálicos devido à maior mobilidade desses parâmetros em pH mais baixo (SOUTO, 2009).

LINS (2011) e OTTONI (2011) apresentaram, respectivamente, resultados do monitoramento do lixiviado do aterro controlado da Muribeca, em Pernambuco, encerrado em Julho de 2009 e de uma das células do aterro sanitário de Nova Iguaçu, no Rio de Janeiro, desativado em Dezembro de 2010. Dentre os valores de metais pesados apresentados, observou-se que todos estão abaixo dos limites máximos permitidos para lançamento de efluentes. LINS (2011) reporta que as concentrações dos metais pesados no lixiviado tenderam naturalmente a reduzir após o encerramento, uma vez que a área não recebeu novos resíduos e encontra-se com sua camada de cobertura efetivada. Contudo, assim como também ocorre no aterro Morro do Céu e no aterro de Nova Iguaçu, as concentrações de nitrogênio amoniacal após o encerramento do aterro da Muribeca continuam aumentando.

Na Tabela 4.2 são apresentados os resultados das concentrações dos metais Al, As, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Hg, Ni e Zn analisados no chorume em áreas de disposição de resíduos no Brasil. Vale ressaltar que muitos lixões e aterros controlados citados ainda estão em operação e foram considerados, neste caso, os maiores valores para cada metal.

Nos estudos que aparecem na Tabela 4.2, os metais que apresentaram maiores concentrações durante o monitoramento do lixiviado foram ferro, chumbo e cromo.

No caso do ferro, é importante ressaltar que esse metal está presente nos solos argilosos, muito usado nas camadas de cobertura e sistemas de impermeabilização (SOUTO, 2009). O ferro é um elemento de destaque pois faz parte da composição dos latossolos, e o Brasil é o país com a maior extensão e distribuição geográfica desse tipo de solo. Os latossolos são formados predominantemente por argilas do tipo caulinita, cujas partículas são revestidas por óxidos de ferro, conferindo-lhe uma cor avermelhada.

No que diz respeito ao chumbo, sua produção no Brasil refere-se exclusivamente a fontes secundárias, a partir da recuperação do metal de sucatas e rejeitos (CARDOSO e CHASIN, 2001). O chumbo tem ampla aplicação industrial, como na fabricação de baterias, lâmpadas fluorescentes, tintas, esmaltes, inseticidas, vidros e ligas metálicas. As altas concentrações desse metal nos aterros brasileiros podem ser justificadas pelo fato de ainda não haver uma correta destinação dos resíduos perigosos, como por exemplo, eletroeletrônicos e lâmpadas fluorescentes. Estes resíduos são tratados na

PNRS (Lei 12.305/2010) como sendo de logística reversa obrigatória, o que significa que não poderiam estar chegando aos aterros.

Em relação ao cromo, este metal pode ser liberado para o ambiente a partir de emissões decorrentes da fabricação de cimento, soldagem de ligas metálicas, fundições, lâmpadas, tintas, pigmentos, fertilizantes, entre outros. Nesses processos ou fontes de contaminação, o cromo aparece nas formas trivalente, hexavalente e elementar, sendo que o cromo hexavalente é muito tóxico, estando classificado pela CERCLA – *The Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability* (1997) como uma das substâncias mais perigosas disponíveis no meio ambiente. Nos resultados apresentados na Tabela 4.2, a maioria dos trabalhos analisam concentrações de cromo total, cujo limite para lançamento de efluentes é de 0,5 mg/L.

Os lixiviados de aterro devem ser tratados antes do lançamento em corpo hídrico receptor, de forma a atender os padrões exigidos pela Resolução CONAMA 430/2011. Ocorre que na maioria dos aterros isso não acontece. Mesmo que haja certo controle, como a drenagem do efluente, é provável que parte do lixiviado esteja infiltrando no solo, visto que em algum momento, a área pode ter sido operada como lixão.

Tabela 4.2. Concentração máxima de metais em lixiviado de aterros de resíduos brasileiros.

Parâmetros	CONAMA 430/2011 mg/L	1 Niterói/RJ (1996)	2 Rio Claro/SP (1998)	3 Piracicaba/SP (2001)	4 Piraí/RJ (2002)	5 Ribeirão Preto/SP (2002)	6 Bauru/SP (2004)	7 Botucatu/SP (2004)	8 Jacarezinho/PR (2005)
Al									7
As	0,5								
Ba	5						20,24		
Cd	0,2	0,005	0,03		0,01	0,946	0,07	0,232	ND
Pb	0,5	0,19	0,458			0,849	0,705	0,531	0,4
Cu	1	0,36	0,14	0,08	0,03	4	0,241		0,65
Cr	0,5	0,19				0,096	0,559	0,5	0,65
Fe	15	27,6					12,98		
Mn	1	0,35		0,85		6,427	0,778		
Hg	0,01					0,006		ND	ND
Ni	2	0,14					0,448	0,572	
Zn	5	0,68	11,8	0,2	0,06	2,307	5,12	0,647	2,8

Fonte: 1. SISINNO e MOREIRA, 1996; 2. TANDEL, 1998; 3. CASTRO, 2001; 4. CAMPOS et. al., 2002; 5. MUNHOZ, 2002; 6. MONDELLI, 2004; 7 OLIVEIRA e PASQUAL 2000; 8. NAGALLI, 2005.

ND – não detectado

Tabela 4.2. (Continuação) Concentração máxima de metais em amostra de lixiviado em áreas de disposição final de resíduos sólidos no Brasil.

Parâmetros	CONAMA 430/2011 mg/L	9 Taubaté/SP (2005)	10 Curitiba/PR (2006)	11 BH/MG (2006)	12 Maringá/PR (2006)	13 J. Pessoa/PB (2006)	13 Muribeca/PE (2006)	14 Curitiba/PR (2007)	15 Ceará Mirim/RN (2010)	16 São Carlos/SP (2010)
Al		0,17	0,34	0,22	1,84					
As	0,5			0,11						
Ba	5	0,1	3,59	0,147						
Cd	0,2	<0,001	0,1	0,005	0,005	0,21	0,09	<0,001	0,1	0,122
Pb	0,5	0,02	0,28	<0,01	0,017	3,69	4,22	3,171	0,7	0,58
Cu	1	<0,05	0,36	<0,01	0,009	1,2	0,39		0,7	0,156
Cr	0,5	<0,01	0,45	0,09	0,08	1,77	1,42	0,536	0,26	0,677
Fe	15	5,5	13,12	0,5	2,124	76,6	56,05		27,2	146,6
Mn	1	0,78	0,08		0,323	2,84	1,13		0,37	3,226
Hg	0,01	<0,001		<0,0001	0,0039					
Ni	2	<0,05	1,43	0,178	0,079	1,1	0,46	0,122	0,9	0,504
Zn	5	<0,05	2,02	0,09	0,24	0,89	0,36	0,133	0,47	1,139

Fonte: 9. FERREIRA, 2006; 10. ZANELLO, 2006; 11. LANGE *et al.*, 2006; 12. BORGES, 2006; 13. LOBO, 2006; 14. FRANÇA, 2007; 15. MENDONÇA, 2010; 16. FERREIRA, 2010.

Tabela 4.2. (Continuação) Concentração máxima de metais em amostra de lixiviado em áreas de disposição final de resíduos sólidos no Brasil.

Parâmetros	CONAMA 430/2011 mg/L	17 Muribeca/PE (2011)	18 Araras/SP 2012	19 Mossoró/RN (2013)	20 Cuiabá/MT (2014)	21 Dourados/MS (2015)	22 Ribeirão Preto/SP (2007)	23 Paranavaí/PR (2009)
Al			0,05					
As	0,5							
Ba	5		0,136					
Cd	0,2			0,24		0,01	0,077	ND
Pb	0,5	0,1		4,23		1,28	11,08	1,950
Cu	1	0,7	0,026	0,25			0,60	0,368
Cr	0,5	0,33	0,02		1,1	0,05	0,362	0,470
Fe	15	9,21		6,06	6,156			
Mn	1	0,31		13,85	0,22	2,59	4,085	
Hg	0,01					0,165	0,002	
Ni	2	0,3		2,94				0,440
Zn	5	1,97		2,45	0,374	0,27	34,72	0,770

Fonte: 17. LINS, 2011; 18. ALVES, 2012; 19. COELHO, 2013; 20. SILVA, 2014; 21. RIGUETTI *et al.*, 2015; 22. CELERE *et al.*, 2007; 23. NAGASHIMA *et al.*, 2009.

Tabela 4.2. (Continuação) Concentração máxima de metais em amostra de lixiviado em áreas de disposição final de resíduos sólidos no Brasil.

Parâmetros	CONAMA 430/2011 (mg/L)	24 Nova Iguaçu/RJ (2011)
Al		-
As	0,5	0,040
Ba	5	5,90
Cd	0,2	0,016
Pb	0,5	0,09
Cu	1	0,02
Cr	0,5	0,199
Fe	15	2,56
Mn	1	3,37
Hg	0,01	0,0003
Ni	2	0,277
Zn	5	0,37

Fonte: 24. OTTONI, 2011;

4.1.5 Potencial poluidor do lixiviado Morro do Céu (LPI)

Na Tabela 4.3, estão apresentados os resultados das concentrações médias dos parâmetros monitorados no aterro Morro do Céu de 2004 a 2017. O LPI foi calculado seguindo os passos propostos por KUMAR e ALAPPAT (2003) e os resultados estão expressos na Tabela 4.4.

Após o cálculo do LPI para todos os anos de monitoramento, constata-se a forte influência que o nitrogênio amoniacal exerce no comportamento desta curva (Figura 4.17). Apesar disso, o peso atribuído a este parâmetro é 0,051, sendo mais alto apenas que o peso dos Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) ($w_i = 0,050$), ferro ($w_i = 0,045$) e cloreto ($w_i = 0,048$). Isso significa que para o cálculo do LPI, 14 parâmetros apresentam uma importância maior que a do nitrogênio amoniacal, o que é altamente questionável. Em contrapartida, para o parâmetro fenóis, por exemplo, foi atribuído um peso de 0,057, e o mesmo não tem influência direta na curva calculada para o LPI (Figura 4.18).

Ao calcular o índice para o lixiviado do Morro do Céu em cada ano, o peso total atribuído aos parâmetros é 0,674, visto que 12 parâmetros contribuem para o cálculo (Tabela 4.4). Neste caso, se o peso total (0,674) for dividido igualmente pelo número de parâmetros ($0,674/12$, $w_i = 0,056$) e o cálculo do LPI for refeito, percebe-se que o novo resultado (LPI*) teria uma variação muito pequena (entre 1 e 3%) em relação ao previamente calculado, como também pode ser visto na Tabela 4.4. Isso pode colocar em cheque a real importância dos pesos atribuídos e a influência que os principais parâmetros poderiam ter no cálculo final do índice.

Na Figura 4.19 estão representadas as duas curvas: LPI, com os pesos atribuídos por KUMAR e ALAPPAT (2003) e LPI*, com os pesos divididos igualmente para todos os parâmetros.

Tabela 4.3. Concentração média dos parâmetros no lixiviado Morro do Céu ao longo do monitoramento.

	Parâmetros	2004	2005	2006	2007	2008	2010	2011	2012	2013	2017	CONAMA 430/2011
1	pH	7,960	7,960	7,830	7,680	7,610	7,670	7,720	7,790	7,680	8,710	7 a 9
2	DBO	568,940	428,080	382,440	210,530	296,600	195,000	182,000	163,900	350,250	255,900	-
3	DQO	2.101,630	1876,250	2.166,330	1.684,080	1.580,000	1.020,000	1.276,100	969,270	2.051,500	990,000	-
4	NH₄	855,440	795,500	975,330	846,220	927,000	723,100	492,870	788,090	841,600	706,200	20
5	Ferro	9,990	9,880	15,360	16,620	7,230	6,040	6,510	7,460	4,580	6,220	15
6	Cobre	0,100	0,085	0,180	0,120	0,100	0,100	0,000	0,000	0,010	0,005	1
7	Níquel	0,280	0,190	0,190	0,170	0,100	0,100	0,050	0,050	0,080	0,080	2
8	Zinco	0,580	0,300	0,430	0,330	0,190	0,010	0,040	0,120	0,090	0,050	5
9	Chumbo	0,130	0,090	0,180	0,130	0,100	0,010	0,000	0,000	0,010	0,005	0,5
10	Cromo	0,690	0,390	0,180	0,130	0,250	0,500	0,000	0,000	0,000	0,040	0,1
11	Fenóis	0,670	0,630	0,230	0,170	0,170	0,040	0,040	0,010	0,020	-	0,5
12	Cianeto	0,490	1,580	0,890	0,870	0,130	0,050	0,000	0,000	0,030	-	0,2

Tabela 4.4. Cálculo do LPI para o mesmo lixiviado com pesos diferentes para os parâmetros.

Parâmetros	Peso (wi)	2004		2005		2006		2007		2008		2010		2011		2012		2013		2017	
		pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi
pH	0,055	5	0,275	5	0,275	5	0,275	5	0,275	5	0,275	5	0,275	5	0,275	5	0,275	5	0,275	5	0,275
DBO	0,061	20	1,22	15	0,915	13	0,793	10	0,61	10	0,61	9	0,549	9	0,549	9	0,549	12	0,732	10	0,61
DQO	0,062	52	3,224	46	2,852	53	3,286	45	2,79	41	2,542	35	2,17	37	2,294	35	2,17	51	3,162	35	2,17
NH₄	0,051	93	4,743	89	4,539	98	4,998	93	4,743	97	4,947	83	4,233	49	2,499	88	4,488	92	4,692	79	4,029
Ferro	0,045	5	0,225	5	0,225	5	0,225	5	0,225	5	0,225	5	0,225	5	0,225	5	0,225	5	0,225	5	0,225
Cobre	0,05	5	0,25	5	0,25	6	0,3	5	0,25	5	0,25	5	0,25	5	0,25	5	0,25	5	0,25	5	0,25
Níquel	0,052	6	0,312	6	0,312	6	0,312	6	0,312	6	0,312	6	0,312	5	0,26	5	0,26	5	0,26	5	0,26
Zinco	0,056	6	0,336	6	0,336	6	0,336	6	0,336	6	0,336	5	0,28	5	0,28	5	0,28	5	0,28	5	0,28
Chumbo	0,063	6	0,378	5	0,315	6	0,378	6	0,378	6	0,378	5	0,315	5	0,315	5	0,315	5	0,315	5	0,315
Cromo	0,064	5	0,32	7	0,448	6	0,384	5	0,32	6	0,384	7	0,448	5	0,32	5	0,32	5	0,32	5	0,32
Fenóis	0,057	5	0,285	5	0,285	5	0,285	5	0,285	5	0,285	5	0,285	5	0,285	5	0,285	5	0,285		
Cianeto	0,058	6	0,348	15	0,87	9	0,522	9	0,522	5	0,29	5	0,29	5	0,29	5	0,29	5	0,29		
TOTAL	0,674	11,916		11,622		12,094		11,046		10,834		9,632		7,842		9,707		11,086		0,559*	8,734
LPI	pesos distintos	17,68		17,24		17,94		16,39		16,07		14,29		11,64		14,4		16,45		15,62	
LPI*	0,0562	17,83		17,42		18,17		16,67		16,42		14,58		11,67		14,75		16,67		15,98	

0,559* - peso total para 10 parâmetros analisados em 2017.

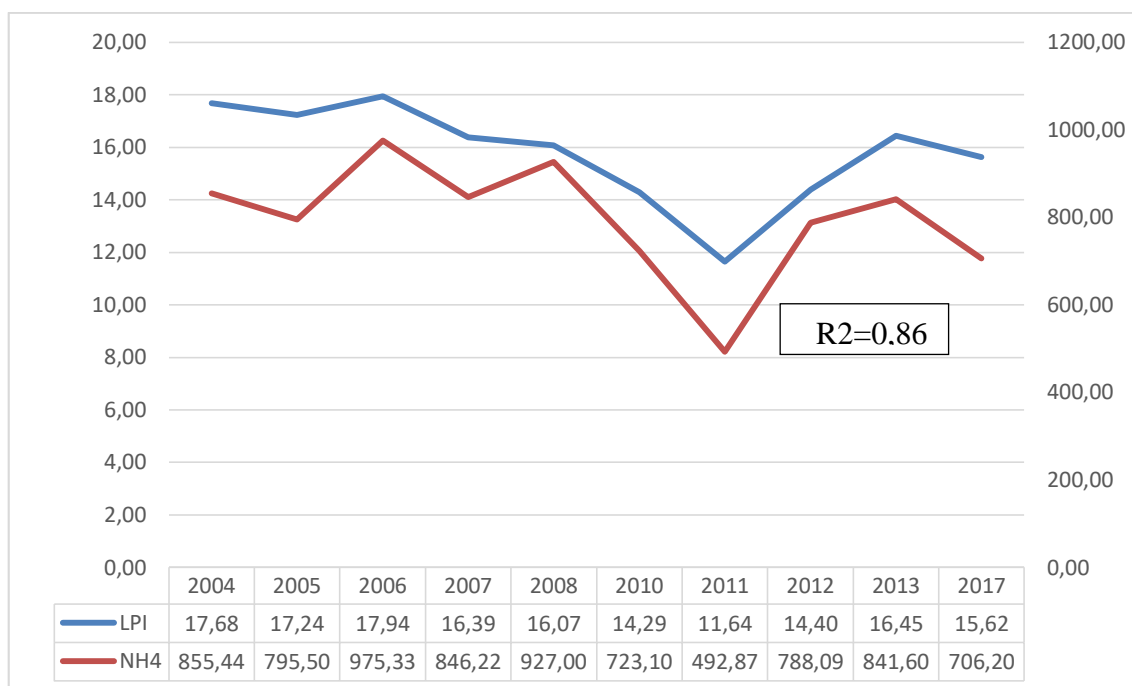


Figura 4.17. Influência do nitrogênio amoniacal na curva LPI.

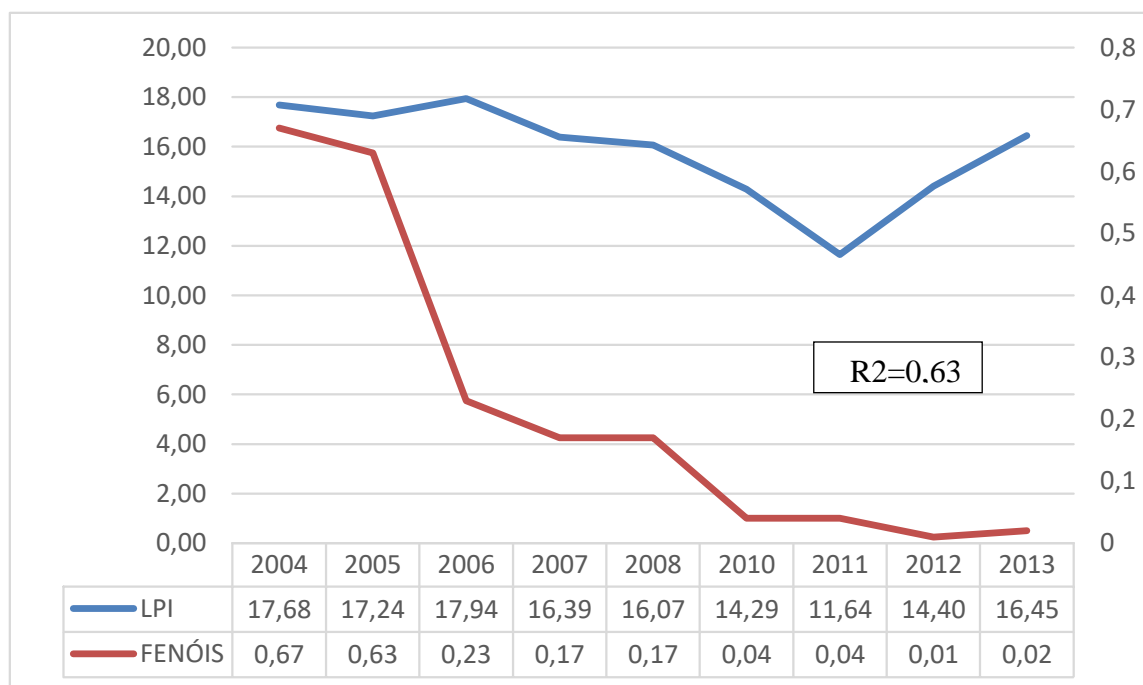


Figura 4.18. Influência dos fenóis na curva LPI.

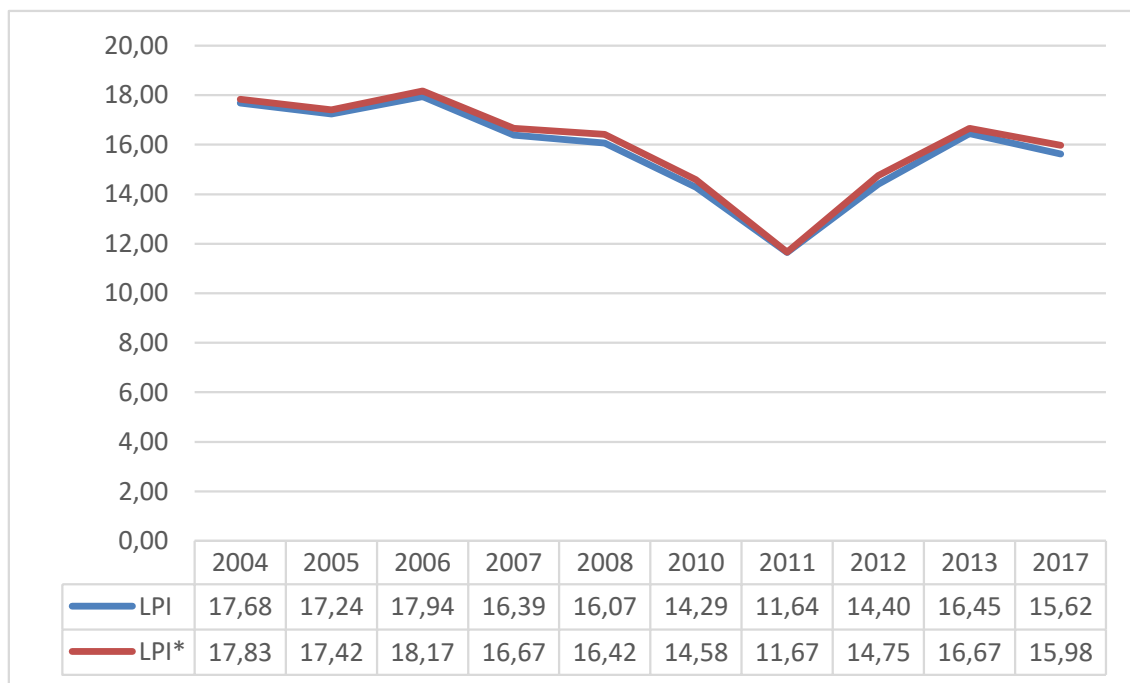


Figura 4.19. Representação das curvas LPI e LPI*.

A metodologia proposta por KUMAR e ALAPPAT (2003) parece não ser adequada para aplicação ao lixiviado dos aterros brasileiros, pois, conforme já discutido, os pesos atribuídos aos parâmetros não representam a real importância dos mesmos. No item 4.4 será apresentada uma discussão mais aprofundada sobre o tema, além de proposta para um novo índice de avaliação de aterros desativados.

4.2 Transporte do lixiviado e sua influência nas águas superficiais e subterrâneas

O impacto ambiental na qualidade das águas superficiais e subterrâneas decorrente do lançamento e transporte do lixiviado de um aterro depende das características deste efluente. O controle do período pós-fechamento de uma área de disposição de resíduos é necessário para evitar riscos ambientais e à saúde humana, e isso envolve o monitoramento de seu entorno.

Os mesmos parâmetros analisados para chorume foram verificados nas águas superficiais e subterrâneas. As águas superficiais começaram a ser monitoradas em 2005, através do ponto *rio*, localizado a jusante do aterro. A partir de 2010, os pontos *florália* e *poço* (água subterrânea) também passaram a ser analisados. Em 2017 não foi possível avaliar as concentrações dos parâmetros nas águas subterrâneas, visto que o poço que existia no local não foi encontrado.

Os resultados aqui apresentados serão comparados com os valores estabelecidos pelo CONAMA 357/2005 no que se refere à classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Em relação à qualidade das águas subterrâneas, os resultados serão comparados com os valores orientadores estabelecidos pelo CONAMA 420/2009. As concentrações dos elementos nas águas subterrâneas serão comparadas, ainda, com os valores da Portaria 2914/2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

4.2.1 pH, DBO e DQO

Os resultados de pH para águas superficiais e subterrâneas estão apresentados na Figura 4.20 e na Figura 4.21, respectivamente. A comparação entre os resultados pode ser visualizada nos gráficos *boxplot* da Figura 4.22.

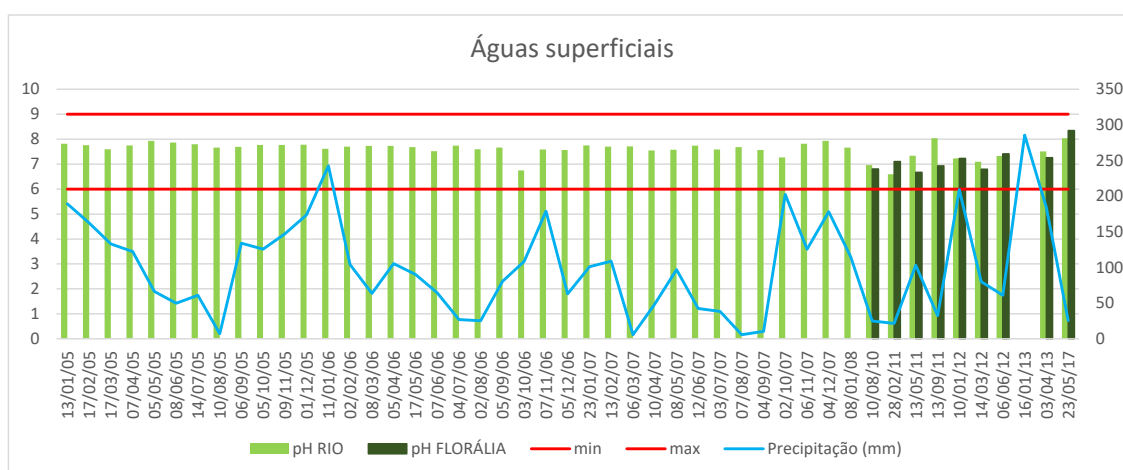


Figura 4.20. Resultados do pH ao longo do monitoramento nas águas superficiais.

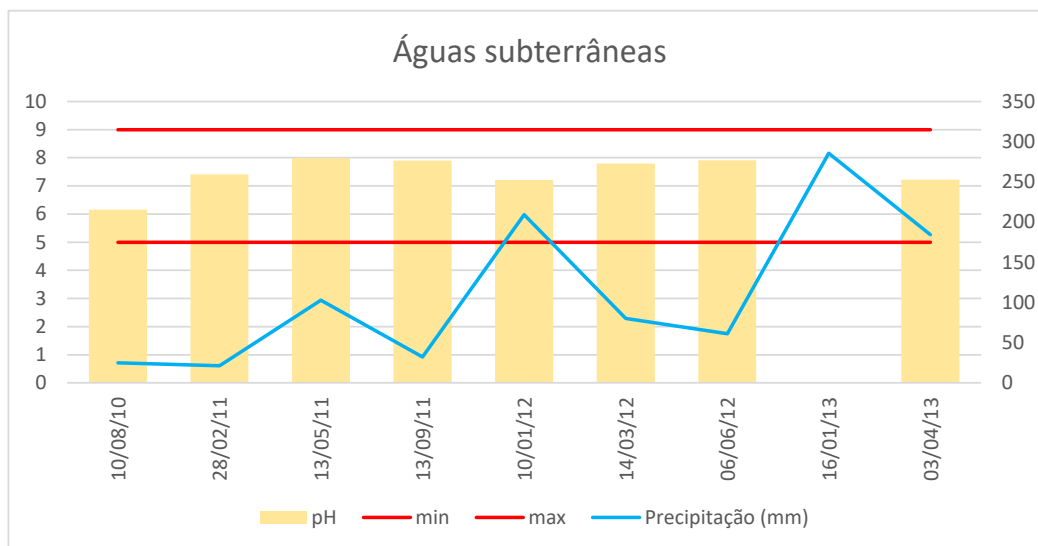


Figura 4.21. Resultados do pH ao longo do monitoramento nas águas subterrâneas.

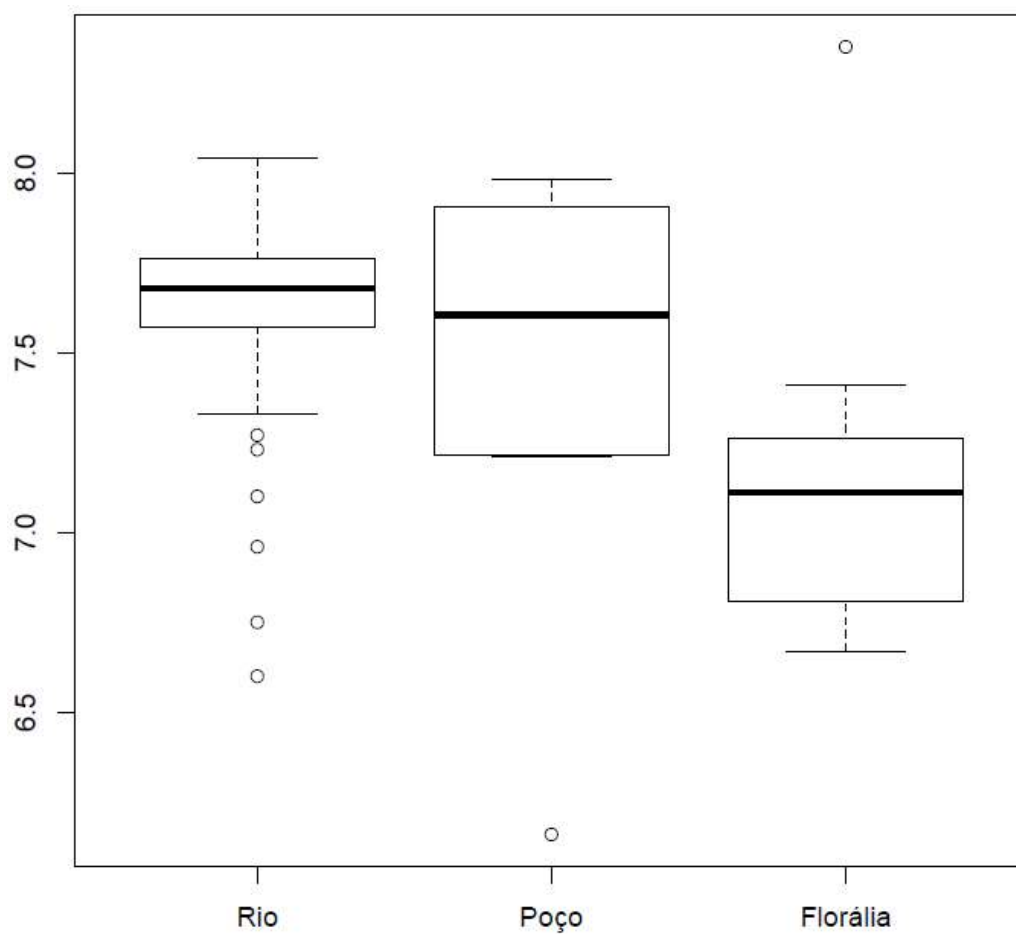


Figura 4.22. Boxplot dos resultados do pH nas águas superficiais e subterrâneas ao longo do monitoramento.

A DBO e DQO são considerados parâmetros de grande importância na caracterização do grau de poluição de um corpo d'água. Isto ocorre, pois retratam de forma indireta, o teor de matéria orgânica, indicando o potencial do consumo do oxigênio dissolvido.

Em relação à DBO, durante todo o período de monitoramento, muitas amostras apresentaram concentrações acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005. Os maiores valores se deram na coleta realizada em 10/08/2010: 790 mg/L e 585 mg/L na *florália* e *rio*, respectivamente, como pode ser visto na Figura 4.23.

Na amostragem de 2017, nas águas superficiais *rio* e *florália*, o valor encontrado para DQO foi baixo. O método utilizado para calcular a DBO necessitaria que a DQO fosse maior que 50 mg/L (limite da curva de calibração) e por isso, a DBO não pôde ser calculada. O mesmo ocorreu com o ponto *florália* em 2013.

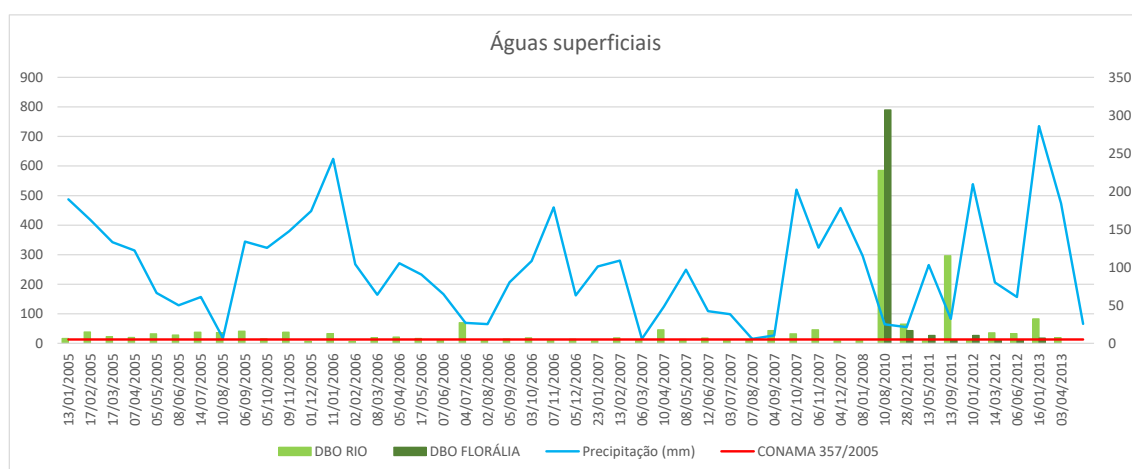


Figura 4.23. Resultados da DBO ao longo do monitoramento nas águas superficiais.

Como visto na Figura 4.23, em 2010, os resultados de DBO ainda eram altos, o que pode sugerir que estivesse havendo lançamento pontual de algum efluente de elevada carga orgânica. Além da suspeita do próprio chorume, a ocupação urbana a montante da *florália* e a existência de uma grande loja de sementes, plantas ornamentais e mudas bem próximo desse mesmo ponto, sugere que outras atividades podem também estar impactando de forma pontual os locais em que as coletas foram realizadas.

Em 2010, o resultado da DBO nas águas subterrâneas foi 420 mg/L. Em todas as outras análises os valores não ultrapassaram 60 mg/L e o último resultado, proveniente das amostras coletadas em 3 de abril de 2013 foi de 19,6 mg/L (Figura 4.24).

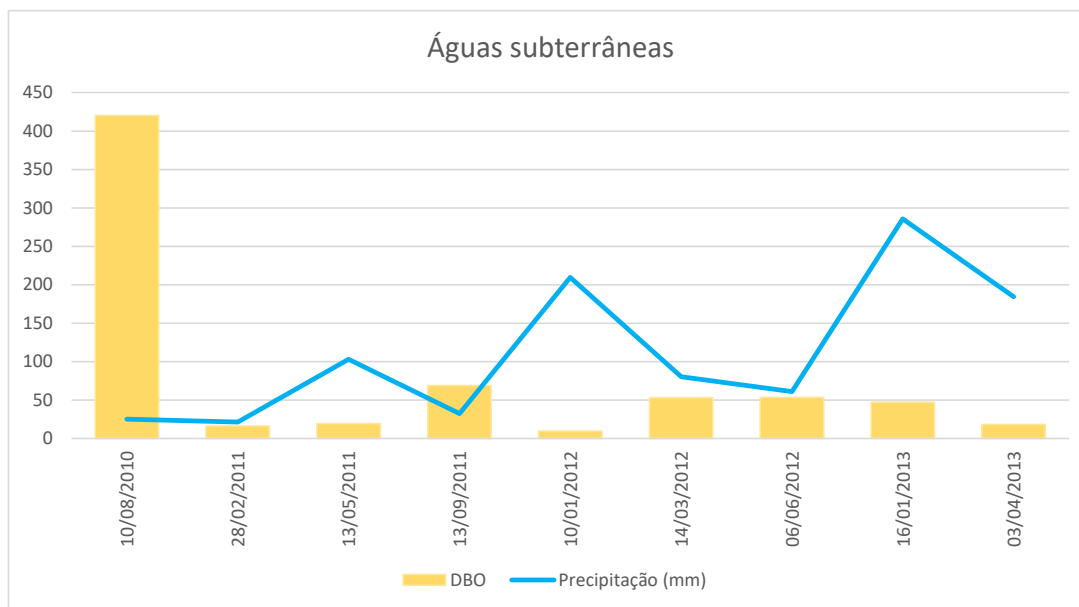


Figura 4.24. Resultados da DBO ao longo do monitoramento nas águas subterrâneas.

A comparação entre as variações de DBO está ilustrada nos gráficos *boxplot* da Figura 4.25.

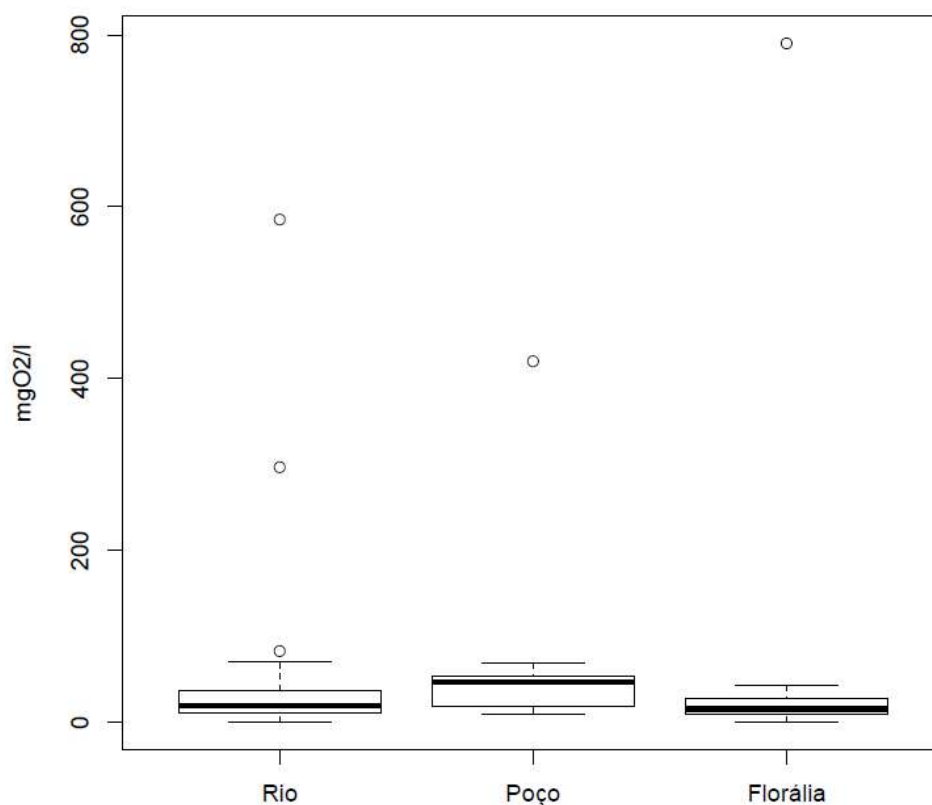


Figura 4.25. *Boxplot* dos resultados da DBO nas águas superficiais e subterrâneas ao longo do monitoramento.

Como era de se esperar a partir dos valores de DBO, os resultados de DQO também foram bastante elevados. Principalmente nas amostras coletadas no *rio* nos anos 2011 e 2013. Tanto em épocas de elevada precipitação (janeiro/13) quanto em meses de pouca chuva (setembro/11), os valores de DQO ultrapassaram 500 mg/L (Figura 4.26).

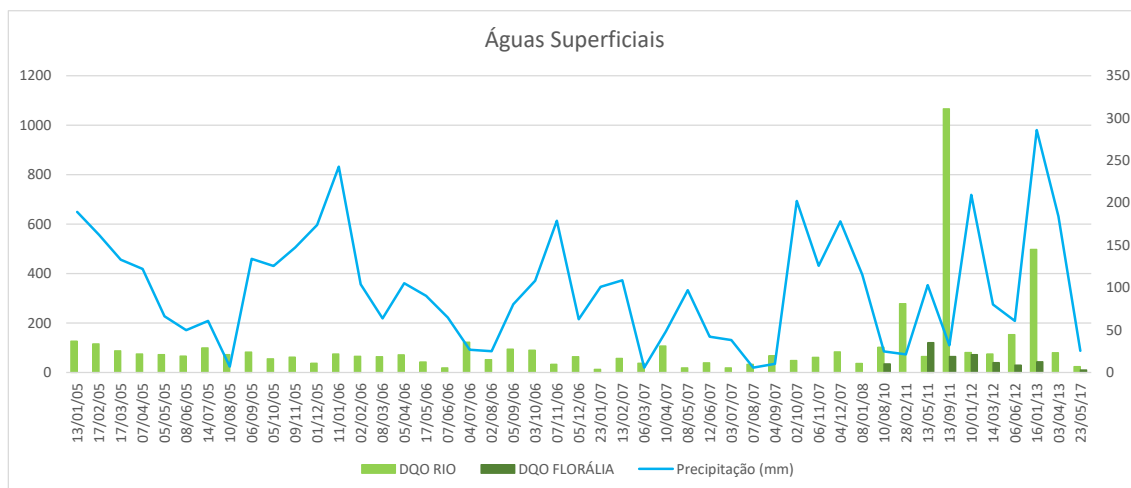


Figura 4.26. Resultados da DQO ao longo do monitoramento nas águas superficiais.

Para as águas subterrâneas, a DQO chegou a ultrapassar 250 mg/L em coleta realizada em janeiro de 2013, mas três meses depois, os valores diminuíram para 81,5 mg/L, como pode ser visto na Figura 4.27.

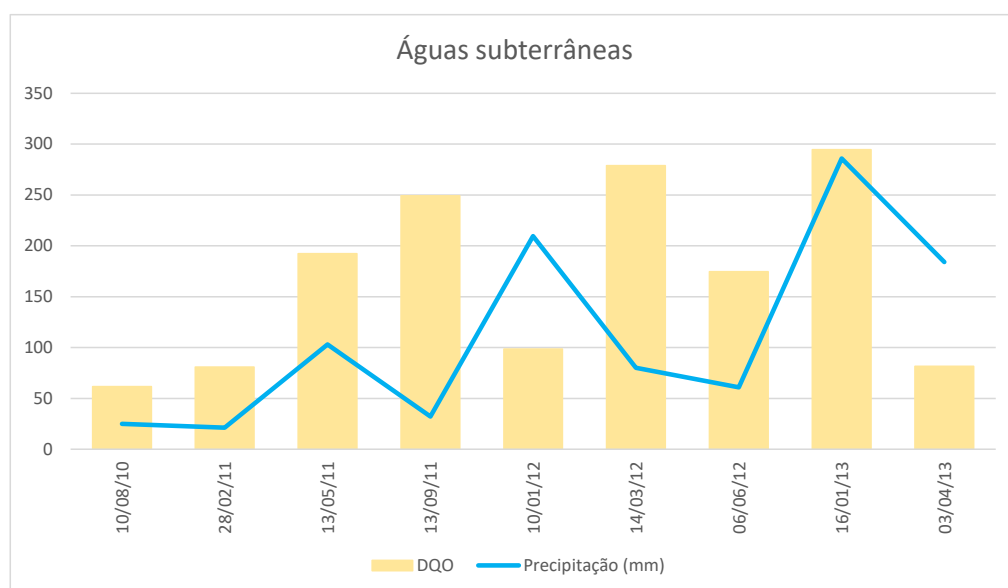


Figura 4.27. Resultados da DQO ao longo do monitoramento nas águas subterrâneas.

A comparação entre os resultados de DQO das águas superficiais e subterrâneas pode ser feita através dos gráficos *boxplot* apresentados na Figura 4.28.

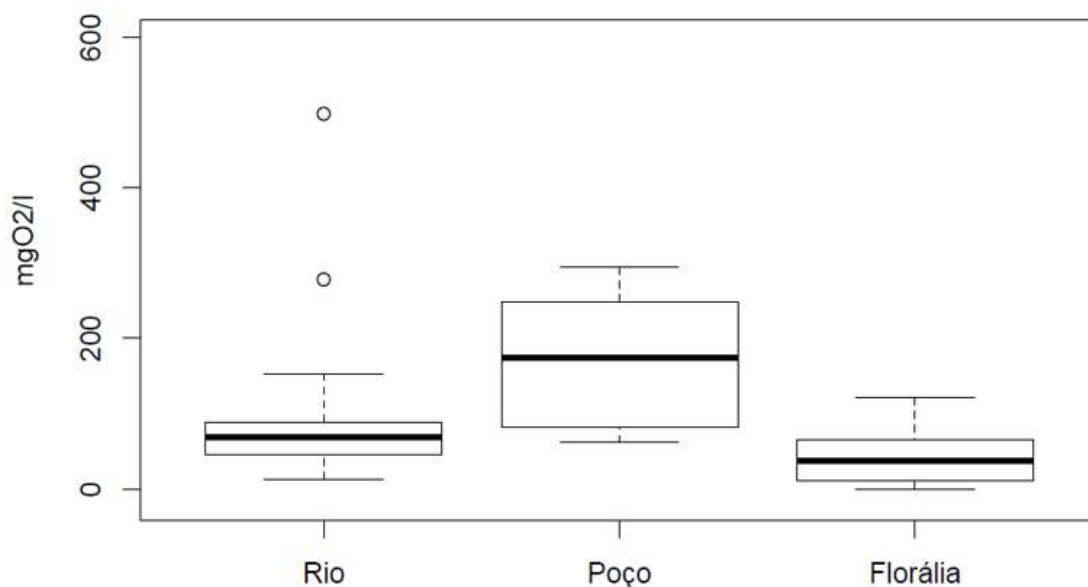


Figura 4.28. *Boxplot* dos resultados da DQO nas águas superficiais e subterrâneas ao longo do monitoramento.

Ao comparar os resultados apresentados com aqueles publicados por SISINNO e MOREIRA (1996) percebe-se uma grande diferença, uma vez que o mesmo curso d'água analisado apresentou carga de compostos orgânicos expressos pelos valores de DQO de 5.200 mg/L e DBO de 2.800 mg/L. Na época em que estas análises foram realizadas (entre os anos de 1994 e 1995), todo lixiviado gerado era lançado diretamente no curso d'água. No fim de 2005, com a implantação das obras de drenagem, o chorume passou a ser coletado e enviado para estação de tratamento. SISINNO e MOREIRA (1996) também mediram o pH da água do rio a jusante do aterro. Àquela época o valor encontrado foi 7 e nas últimas coletas realizadas em 2017, os valores foram 8,04 para o rio e 8,35 para florália.

4.2.2 Oxigênio Dissolvido, Turbidez, Sólidos Suspensos Totais e Sólidos Sedimentáveis

O oxigênio dissolvido (OD) é um parâmetro químico de essencial importância para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução da sua concentração no meio. Dependendo da magnitude deste fenômeno,

podem vir a morrer diversos seres aquáticos, inclusive os peixes. Caso o oxigênio seja totalmente consumido tem-se as condições anaeróbias, com possível geração de maus odores.

Pela classe em que os cursos d'águas se enquadram na Resolução CONAMA 357/2005, os valores, em qualquer amostra, não podem ser inferiores a 5 mg/L de O₂. Na análise realizada em 2017, o ponto *florália*, mais distante do depósito apresentou OD de 4,1 mg/L e o *rio*, próximo ao aterro, OD de 5,6 mg/L O₂.

Conforme discutido anteriormente, as altas concentração de DBO e DQO (em função, entre outros fatores, da descarga do efluente do aterro Morro do Céu), contribuem para a diminuição do OD nas águas a jusante da área de disposição.

No que diz respeito à turbidez, os valores encontrados para *florália* foi 10 NTU e 44 NTU para o *rio*. O limite estabelecido pela mesma Resolução é 100 NTU. Este parâmetro físico representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma. Sua origem pode ser antropogênica, como o caso do lançamento de efluentes. Para as mesmas amostras os valores totais dos sólidos em suspensão foram 4 mg/L e 64 mg/L para *florália* e *rio*, respectivamente.

Ainda no que diz respeito aos sólidos presentes nas águas superficiais, a Resolução CONAMA nº 357 estabelece limite para materiais sedimentáveis em até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Nas amostras avaliadas em 2017 no *rio* e *florália*, os resultados encontrados para esse parâmetro foram 6 mL/L e <1 mL/L, respectivamente.

4.2.3 Nitrogênio Amoniacal

A amônia total, ou nitrogênio amoniacal total (ou apenas nitrogênio amoniacal), refere-se à soma das formas iônica (NH₄⁺) e molecular (NH₃). Quando se discute a toxicidade da amônia, deve-se diferenciar muito bem de qual das duas formas está se tratando, visto que sua forma mais tóxica é a amônia não-ionizada (NH₃).

A amônia é um tóxico bastante restritivo à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. Por estes motivos, a concentração de nitrogênio amoniacal é um importante parâmetro de classificação das águas naturais e é normalmente utilizado na constituição de índices de qualidade das águas (CETESB, 2009). Este composto pode estar presente naturalmente em águas

superficiais ou subterrâneas, mas usualmente com baixas concentrações devido à sua fácil adsorção por partículas do solo ou à oxidação a nitrito e nitrato. Entretanto, a ocorrência de concentrações elevadas pode ser resultante de fontes de poluição próximas (ALABURDA e NISHIHARA, 1998). Para avaliar o impacto do nitrogênio amoniacal proveniente do lixiviado do Morro do Céu, foram coletadas amostras de águas subterrâneas e superficiais no entorno da área de disposição.

Os resultados estão representados na Figura 4.29. Em todas as amostras analisadas, as concentrações estavam acima do limite estabelecido pelo CONAMA, que pode variar entre 1 e 2 mg/L dependendo do pH do meio.

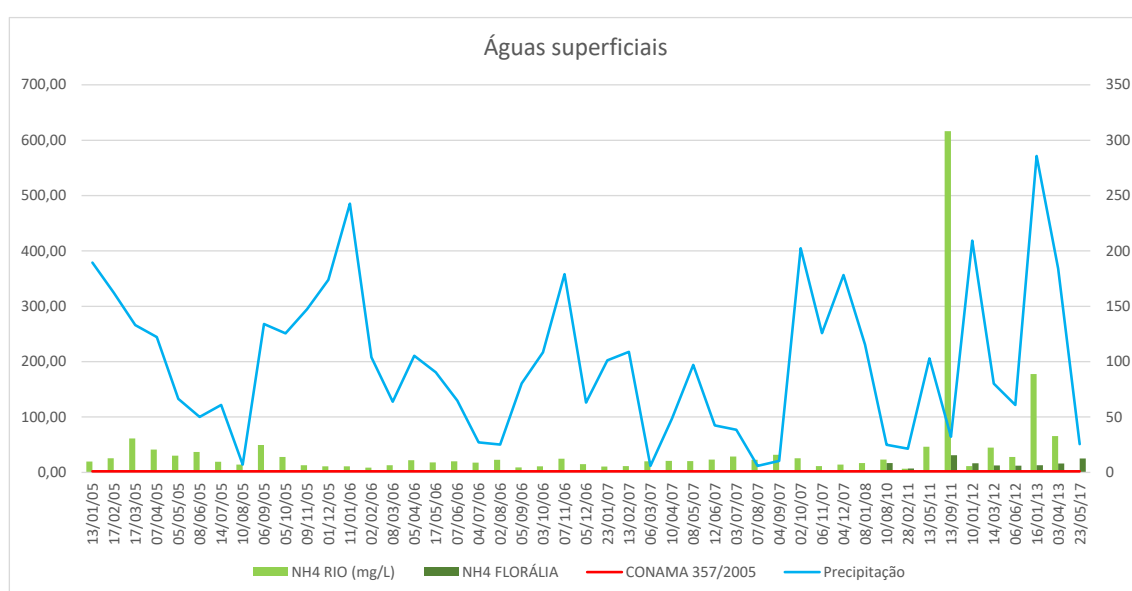


Figura 4.29. Resultados do nitrogênio amoniacal ao longo do monitoramento nas águas superficiais.

Nos gráficos *boxplot* da Figura 4.30 é possível comparar os valores de nitrogênio amoniacal nas águas superficiais.

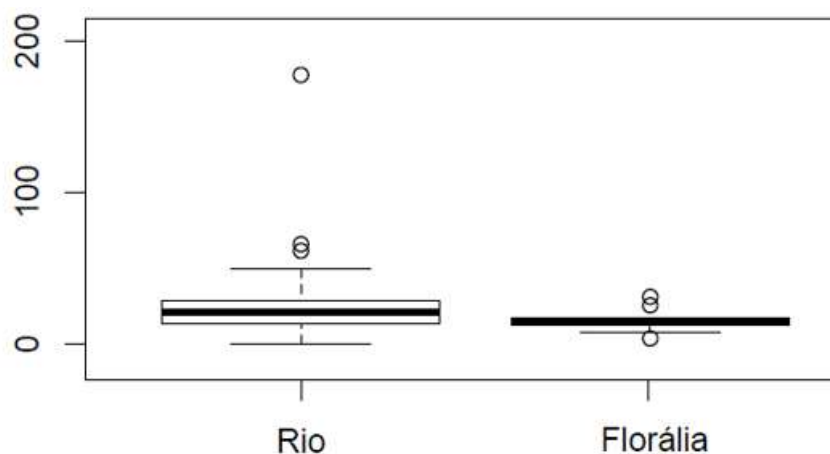


Figura 4.30. *Boxplot* dos resultados do nitrogênio amoniacal nas águas superficiais.

Para que se possa avaliar os resultados deste parâmetro em amostras de água subterrânea, é necessário seguir os critérios do Ministério da Saúde através da Portaria 2914/2011 que estabelece um padrão de aceitação de consumo de 1,5 mg/L para amônia não-ionizável (NH_3). Esse composto é altamente tóxico para muitos organismos aquáticos, principalmente os peixes, mesmo em baixas concentrações. A amônia não ionizada é muito mais tóxica por ser uma molécula neutra, o que a torna capaz de difundir através do epitélio de organismos aquáticos muito mais rapidamente que o íon amônio, carregado positivamente (SOUTO, 2009).

Pelo fato desse composto predominar em pH elevado, a toxicidade por amônia será mais severa quanto mais alto for o pH do líquido em questão, para uma mesma concentração de nitrogênio amoniacal. Considerando-se que o pH da água subterrânea varia, em média, entre 5,5 e 8,5, pode-se assumir que o teor de amônia molecular representa geralmente de 0,05 a 15% do nitrogênio amoniacal total medido em águas subterrâneas (GONÇALVES *et al.*, 2011).

No caso das amostras coletadas através de um poço no interior do aterro Morro do Céu, o valor médio do pH é da ordem de 7,5, e como pode ser visto na Figura 4.31, a concentração de NH_3 se apresenta acima do limite previsto pela Portaria. Em 2011, o valor para amônia não-ionizável ficou 10 vezes acima do padrão e na última análise as concentrações tiveram uma ligeira queda.

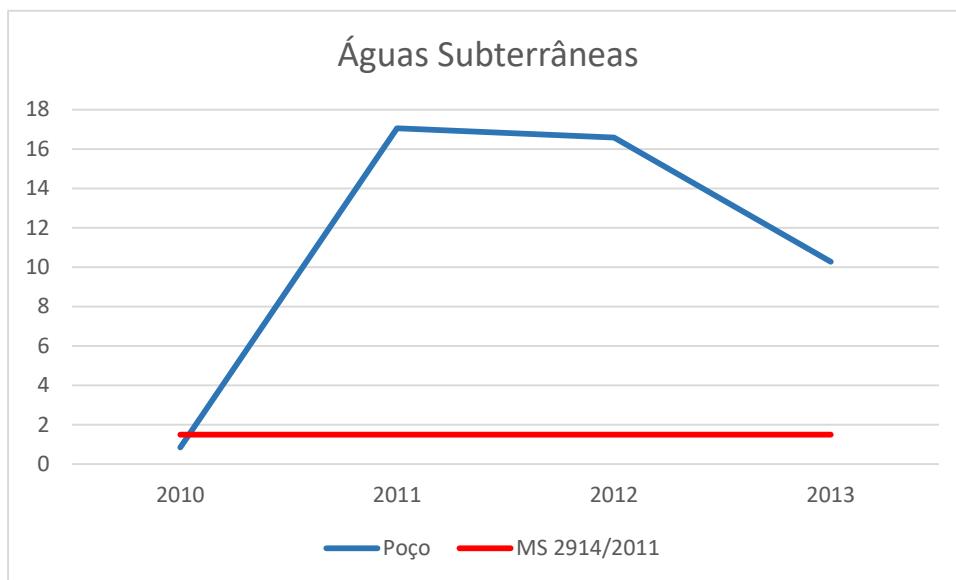


Figura 4.31. Resultados do NH_3 ao longo do monitoramento nas águas subterrâneas.

Além de comprometer a qualidade da água para consumo, a curto prazo, a exposição humana à amônia pode causar queimaduras graves na pele, olhos, garganta, pulmões, boca e estômago. Em caso de exposição prolongada, doenças hepáticas, respiratórias crônicas e glaucoma são alguns dos problemas causados por este poluente.

4.2.4 Fenóis e cianetos

Os fenóis e seus derivados aparecem nas águas naturais através das descargas de efluentes industriais. Indústrias de processamento da borracha, colas e adesivos, resinas impregnantes, componentes elétricos (plásticos) e as siderúrgicas, entre outras, são responsáveis pela presença de fenóis nas águas naturais. Os fenóis são tóxicos ao homem, aos organismos aquáticos e aos microrganismos que tomam parte dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários e de efluentes industriais. Nas águas naturais, os padrões para os compostos fenólicos são bastante restritivos (CETESB, 2009).

No início do monitoramento das águas superficiais no entorno do Morro do Céu, as concentrações dos fenóis eram altíssimas. Em determinadas amostras, os valores encontrados chegaram a estar 5 vezes acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 que é de 0,03 mg/L, tanto no *rio* quanto na *florália* (Figura 4.32). Porém, a partir de 2012, esses compostos não foram mais detectados nas amostras das águas superficiais no entorno do aterro. Essa queda pode estar associada à diminuição

das concentrações desses compostos no lixiviado ao longo do tempo, uma vez que o aterro passou a ser controlado no que diz respeito à disposição de resíduos industriais.

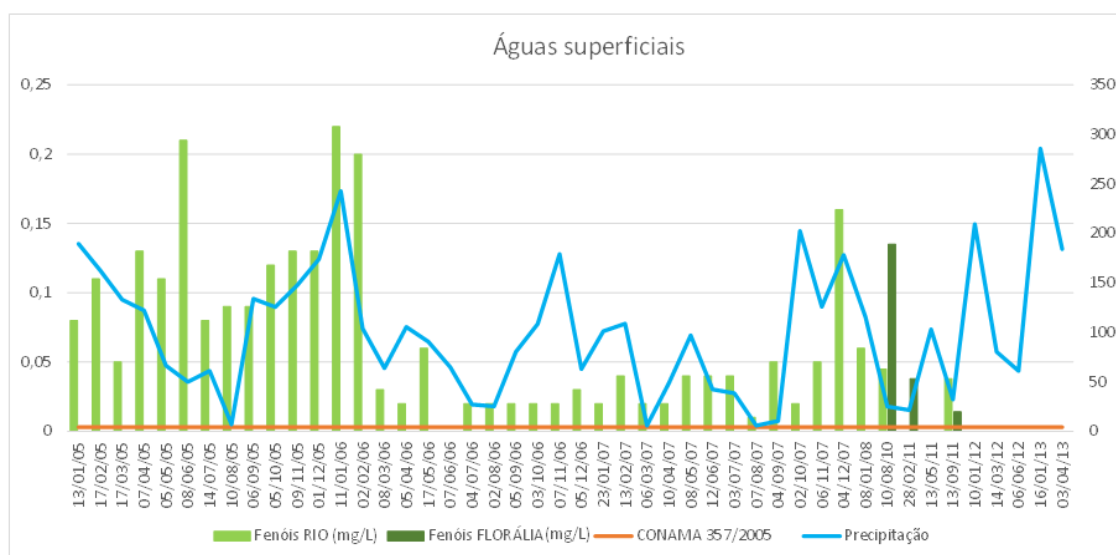


Figura 4.32. Resultados dos fenóis ao longo do monitoramento nas águas superficiais.

Já em relação às águas subterrâneas, todas as amostras coletadas apresentaram-se abaixo do limite para fenóis, estabelecido pelo CONAMA 420/2009. Nos últimos anos de análise os compostos sequer foram detectados (Figura 4.33).

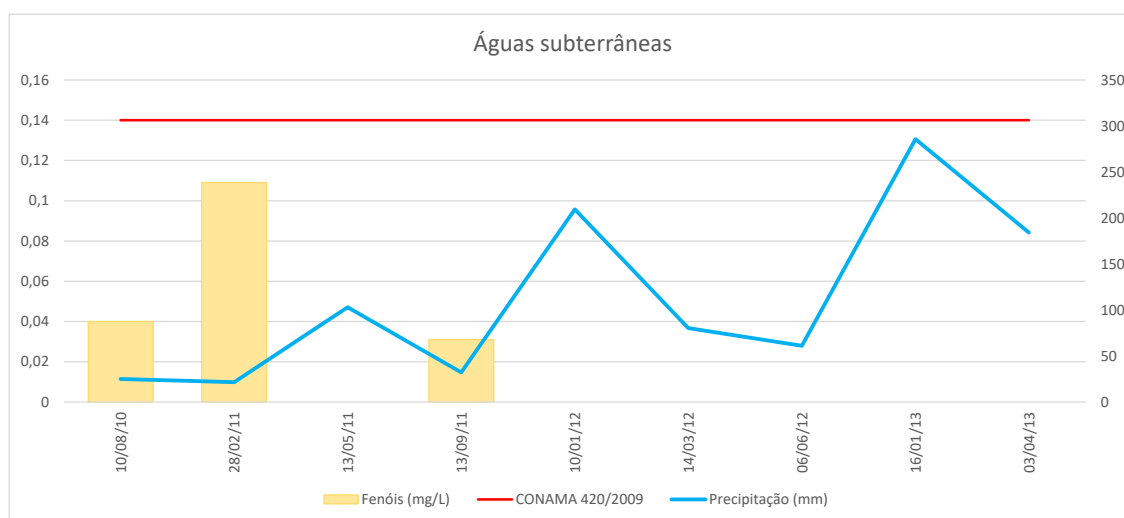


Figura 4.33. Resultados dos fenóis ao longo do monitoramento nas águas subterrâneas.

Nos gráficos *boxplot* da Figura 4.34 é possível comparar os resultados de fenóis nas águas superficiais e subterrâneas.

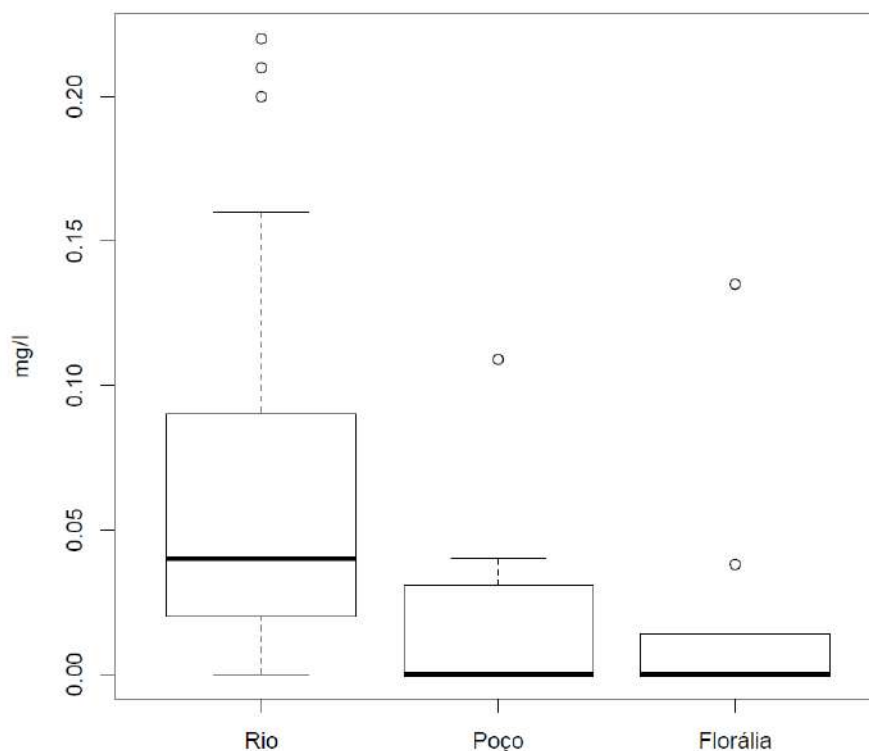


Figura 4.34. *Boxplot* dos resultados de fenóis nas águas superficiais e subterrâneas.

Assim como os fenóis, os resultados de cianetos nas águas do *rio* nos primeiros anos de monitoramento foram extremamente altos ao se comparar com a legislação vigente. As concentrações nas amostras coletadas caíram drasticamente com o passar do tempo, e no caso da *florália*, a concentração máxima avaliada foi de 0,008 mg/L em 2013 (Figura 4.35).

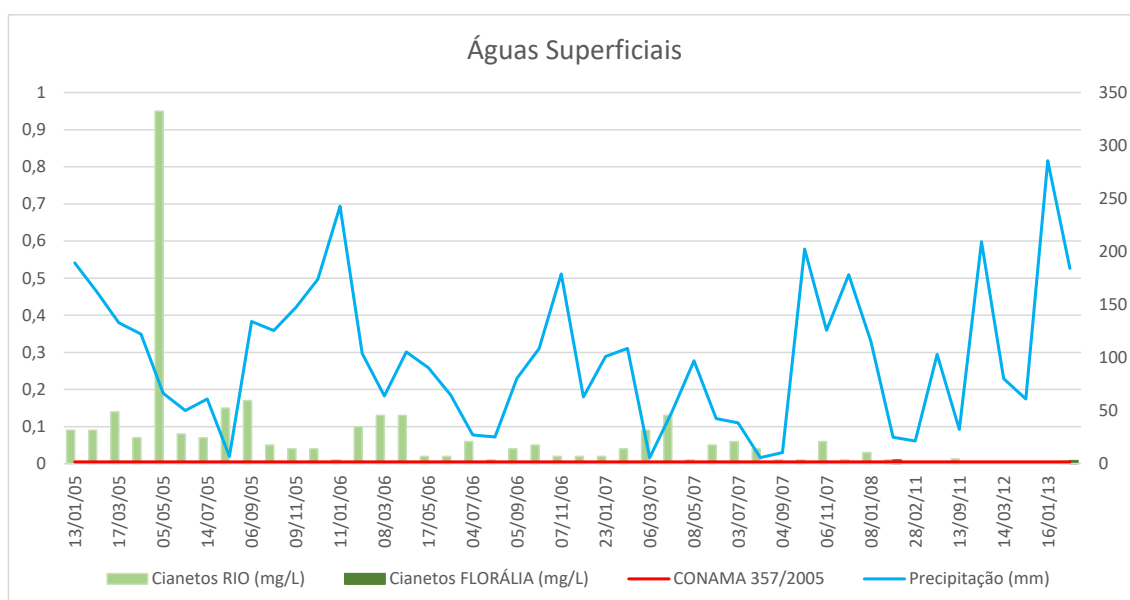


Figura 4.35. Resultados dos cianetos ao longo do monitoramento nas águas superficiais.

Nas águas subterrâneas, todos os resultados para cianetos ficaram abaixo do limite estabelecido pela Portaria 2914/2011 (visto que a Resolução CONAMA 420/2009 não apresenta nenhum critério para este poluente). Na maioria das análises, os cianetos não foram detectados, como pode ser visto no gráfico da Figura 4.36.

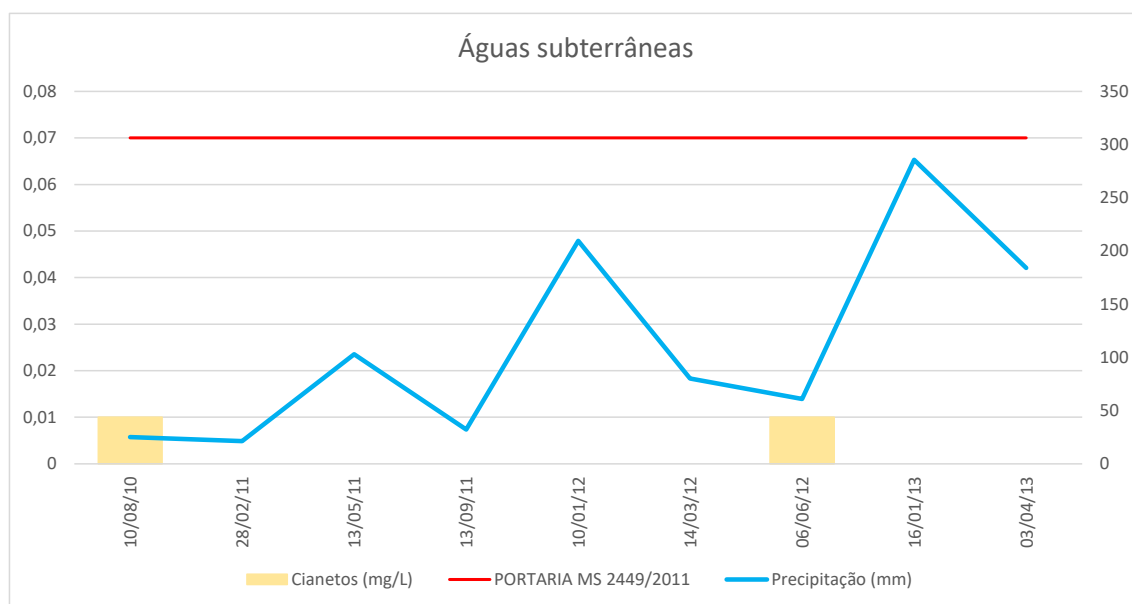


Figura 4.36. Resultados dos cianetos ao longo do monitoramento nas águas subterrâneas.

Nos gráficos *boxplot* da Figura 4.37 é possível comparar os resultados de cianetos nas águas superficiais e subterrâneas.

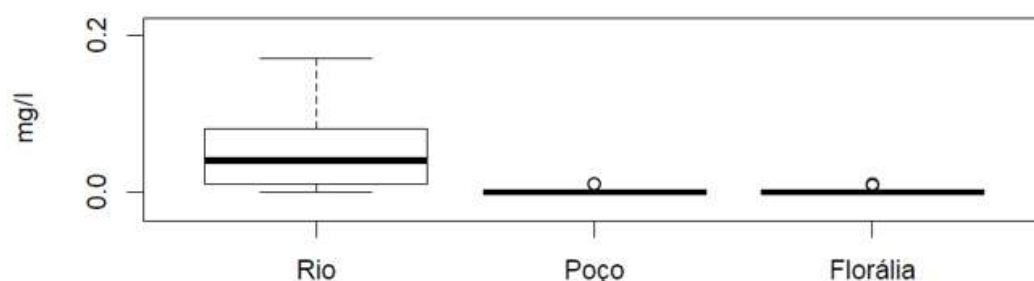


Figura 4.37. *Boxplot* dos resultados de cianetos nas águas superficiais e subterrâneas.

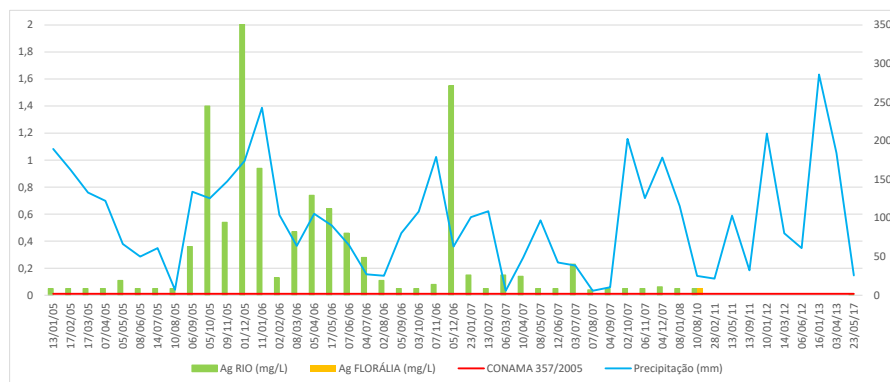
4.2.5 Metais pesados

As concentrações dos metais pesados nas águas superficiais e subterrâneas no entorno do Morro do Céu foram monitoradas com o intuito de avaliar a influência do lixiviado nestes meios.

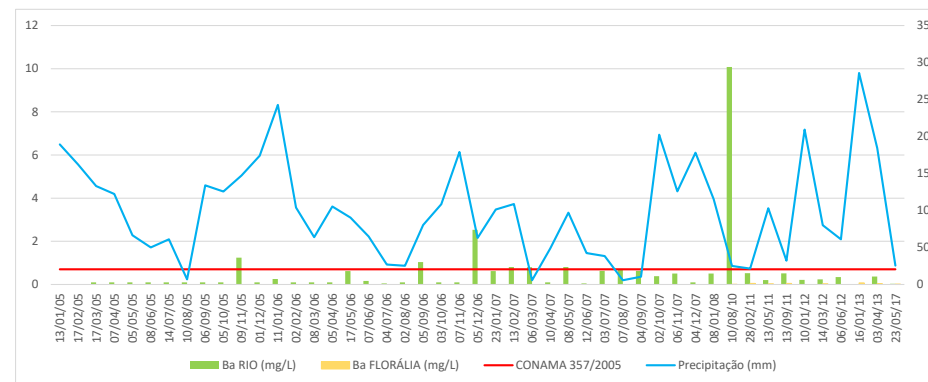
No início do monitoramento, com exceção do metal bário, todos os outros elementos apresentavam-se acima dos limites máximos determinado pela legislação vigente no ponto *rio*. Com o passar dos anos, as concentrações dos metais caíram e os elementos Ag, Ba, Cr e Ni (Figura 4.38) se apresentaram abaixo dos limites estabelecidos a partir de 2010. O mesmo ocorreu com os metais Pb e Zn (Figura 4.39 A e B).

Os resultados de Fe e Mn para águas superficiais se apresentaram acima dos limites ao longo de todo período de monitoramento, exceto nas amostras coletadas no último ano (Figura 4.39 C e D).

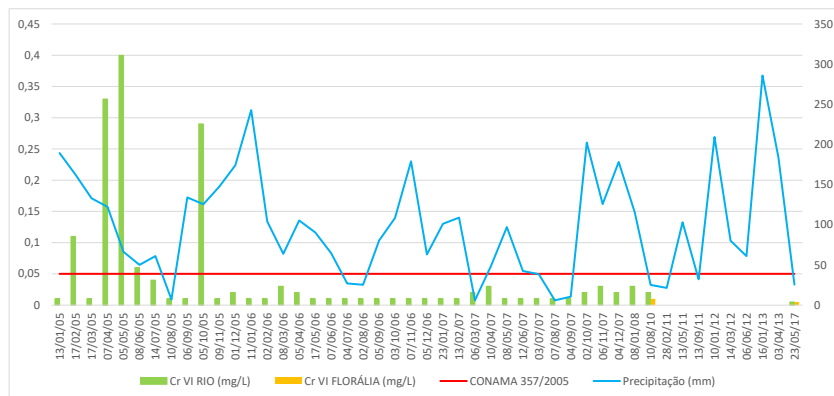
Tanto o metal Cd quanto o Cu tiveram suas concentrações reduzidas a partir de 2010. Porém, no ano de 2017, os resultados das análises apontavam concentrações menores que 0,05 mg/L (limite de detecção do equipamento) (Figura 4.40).



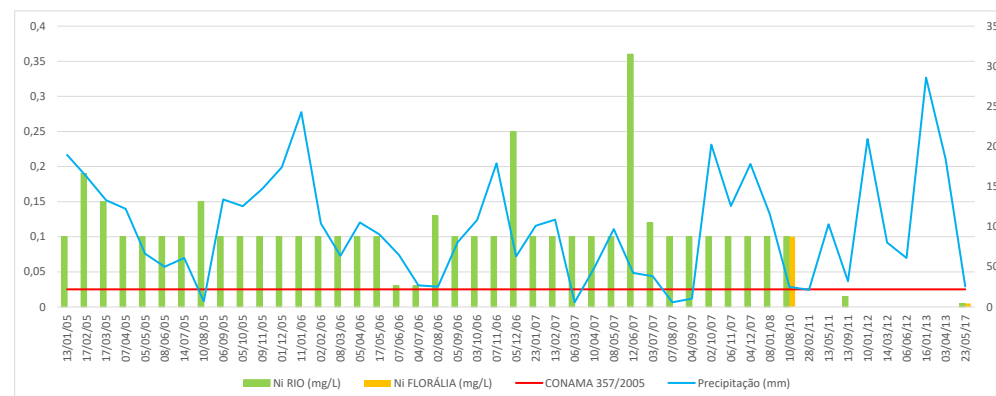
(A)



(B)

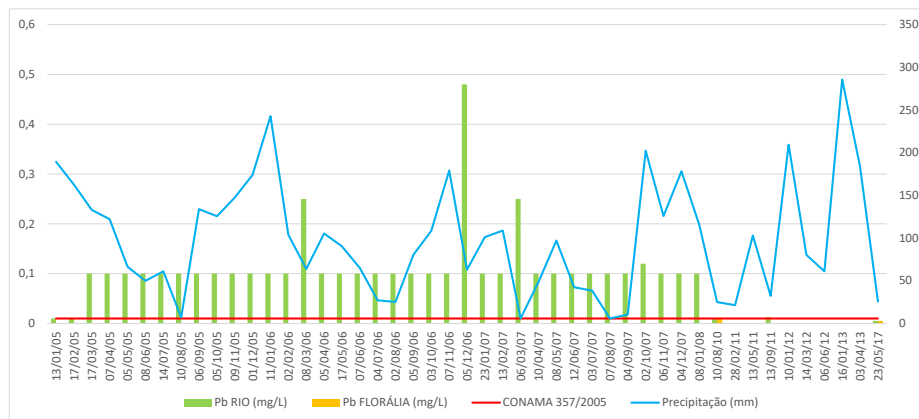


(C)

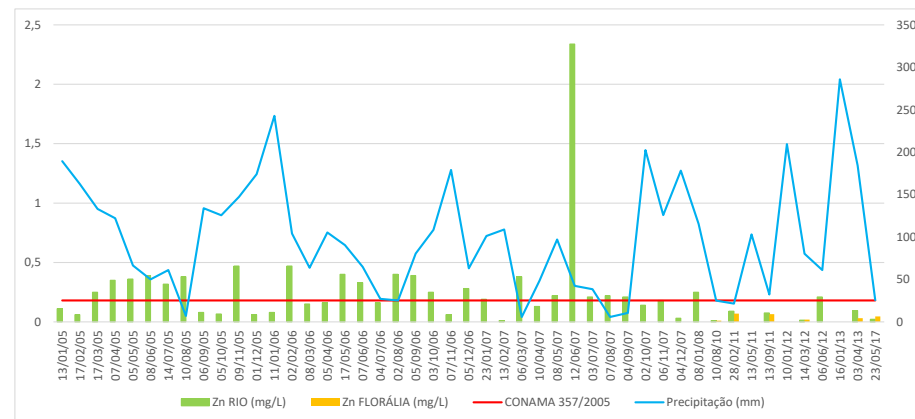


(D)

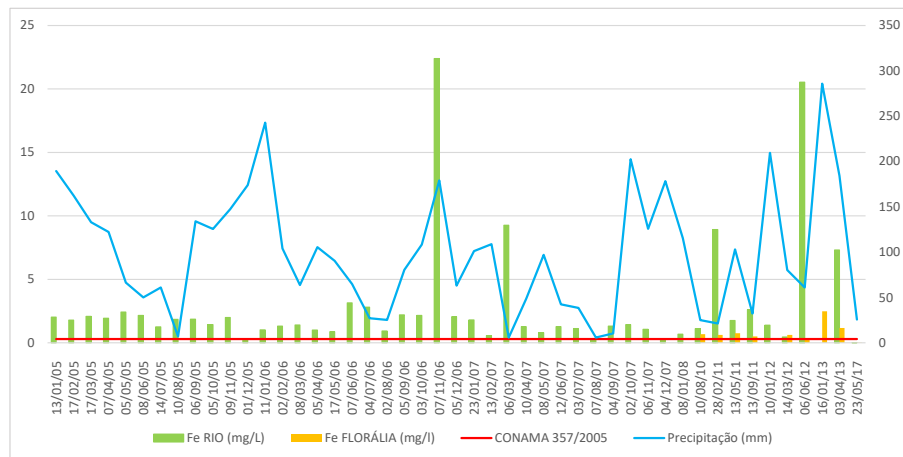
Figura 4.38. Comportamento dos metais nas águas superficiais: (A) prata, (B) bário, (C) cromo e (D) níquel.



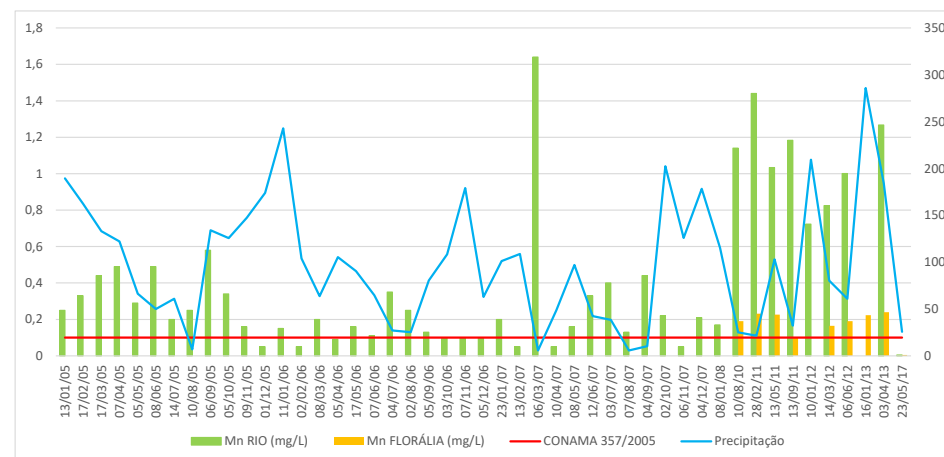
(A)



(B)

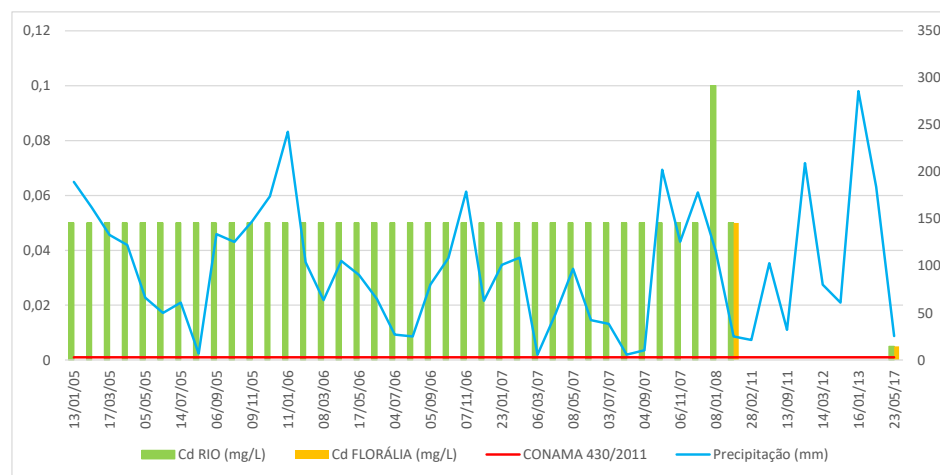


(C)

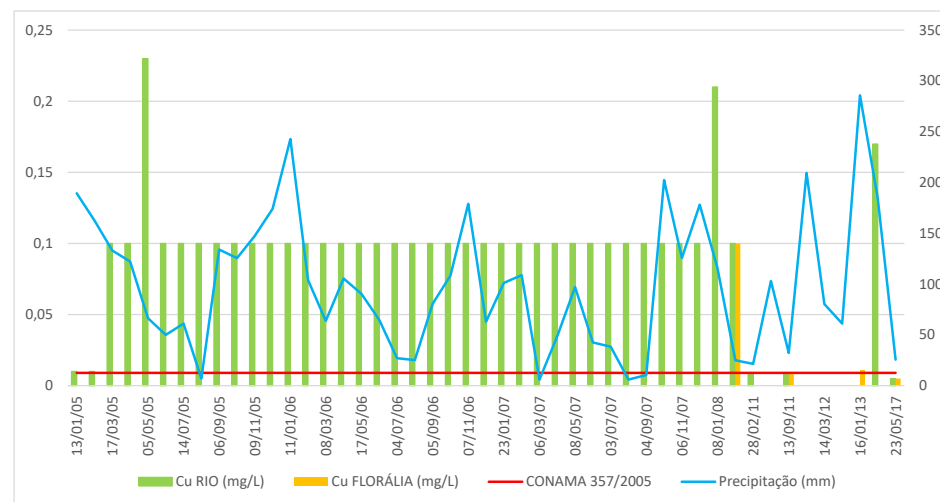


(D)

Figura 4.39. Comportamento dos metais nas águas superficiais: (A) chumbo, (B) zinco, (C) ferro e (D) manganês.



(A)



(B)

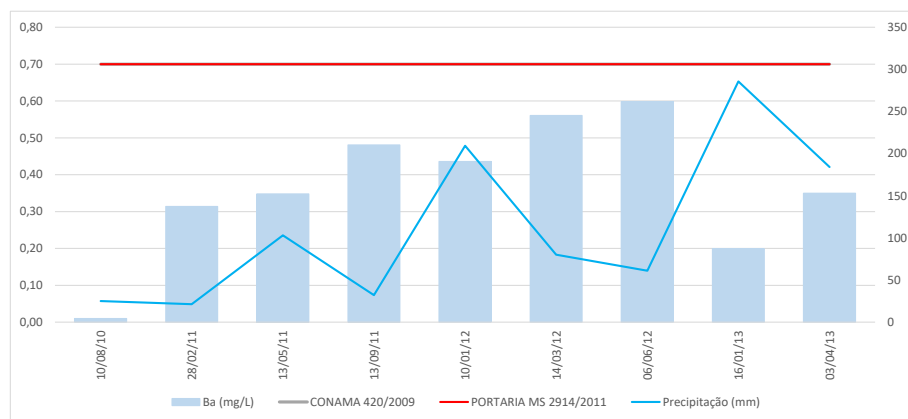
Figura 4.40. Comportamento dos metais nas águas superficiais: (A) cádmio e (B) cobre.

De todos os metais pesados monitorados no poço de água subterrânea no interior do aterro, os únicos que ainda se apresentaram acima das concentrações limites recomendadas pela Resolução CONAMA 420/2009 e Portaria 2914/2011 em 2013 foram Fe e Mn. No entanto, é importante ressaltar que as concentrações desses mesmos metais nas amostras de lixiviado coletadas estão dentro dos níveis recomendados para lançamento de efluente. Isso significa que, provavelmente, não é o transporte do chorume que está contribuindo com esses resultados nas águas subterrâneas.

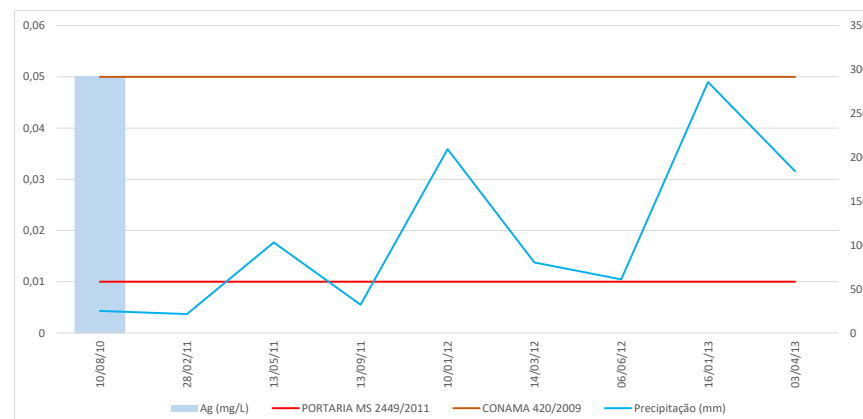
SISINNO e MOREIRA (1996) já haviam verificado as condições das águas subterrâneas e ainda de uma nascente no Morro do Céu. Àquela época, o Fe e o Mn já se apresentavam em elevadas concentrações, sugerindo a grande influência do tipo de solo da região na qualidade destas águas. Com exceção das concentrações de Fe, Mn e Zn, os demais metais se davam em baixas concentrações. Os autores justificam esses resultados com base no tipo de solo da região – capaz de promover mecanismos de atenuação –, além de outros fatores, como: adsorção destes elementos a partículas em suspensão na coluna d'água, baixa concentração dos metais no chorume concentrado, baixa pluviosidade na época da realização do trabalho etc.

Da Figura 4.41 à Figura 4.43 estão os resultados dos metais para o monitoramento realizado no poço de água subterrânea do Morro do Céu.

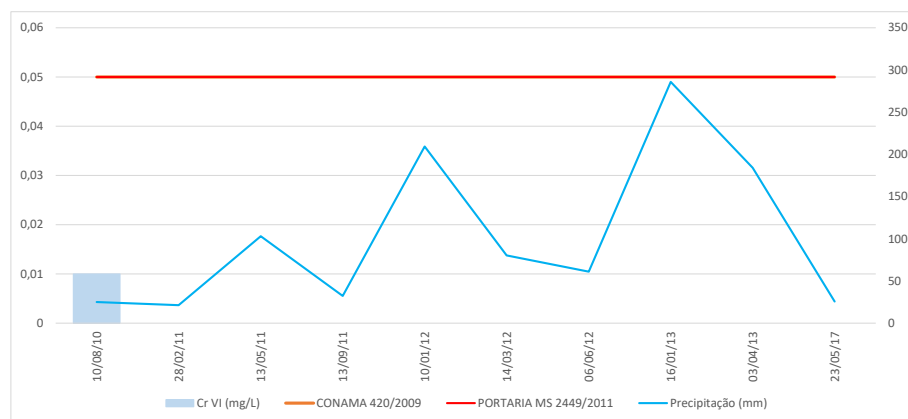
A variação das concentrações dos metais nas águas superficiais e subterrâneas está representado na forma de gráficos *boxplot* na Figura 4.44 e Figura 4.45.



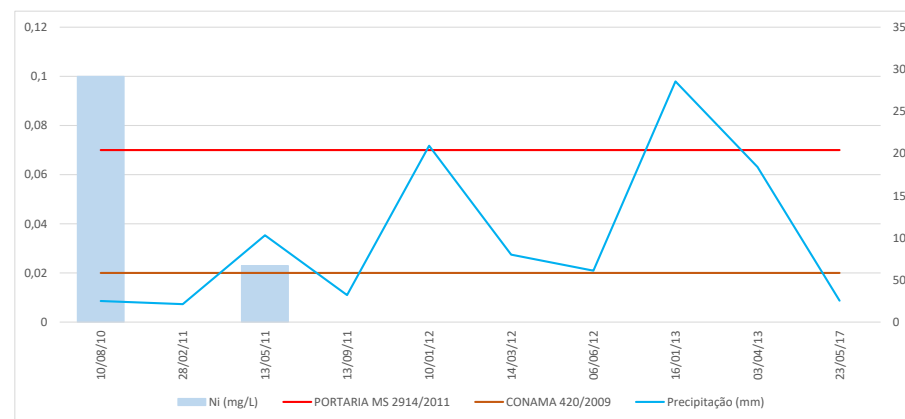
(A)



(B)

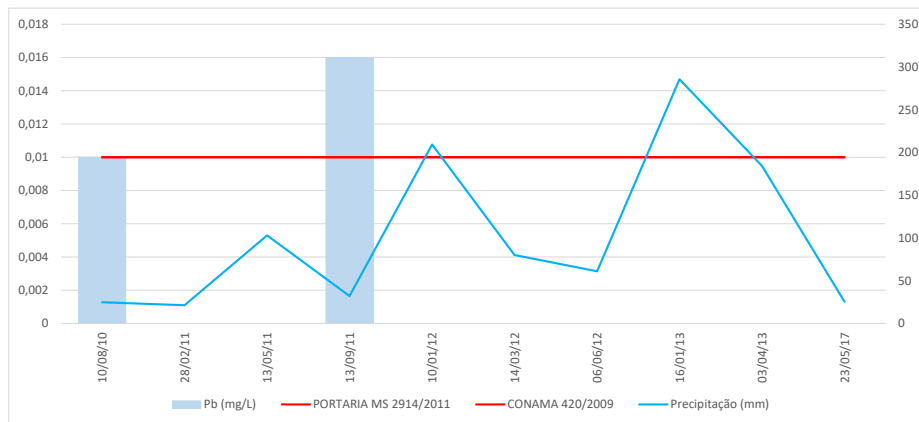


(C)

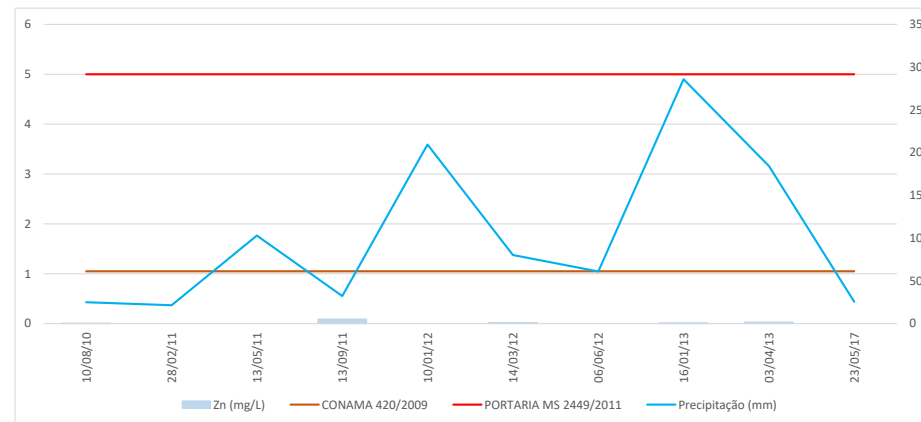


(D)

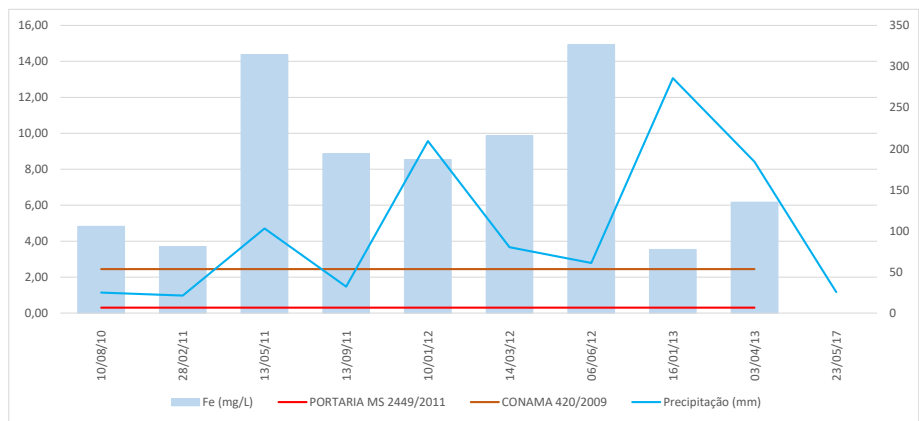
Figura 4.41. Comportamento dos metais nas águas subterrâneas: (A) prata, (B) bário, (C) cromo e (D) níquel.



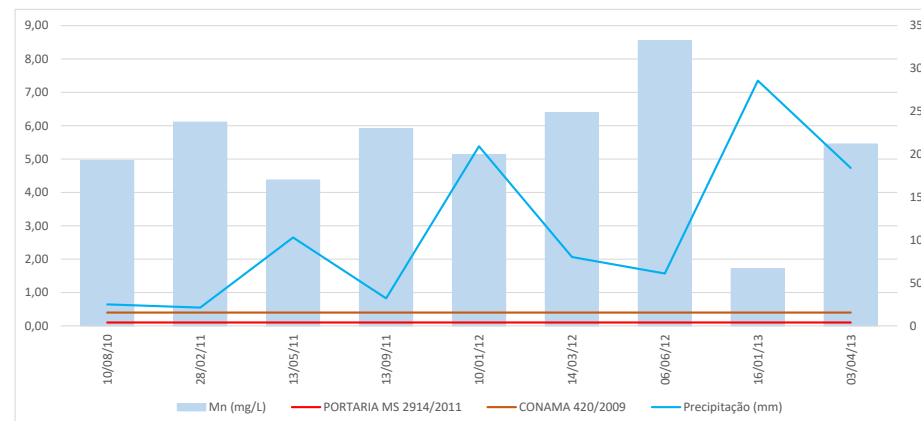
(A)



(B)

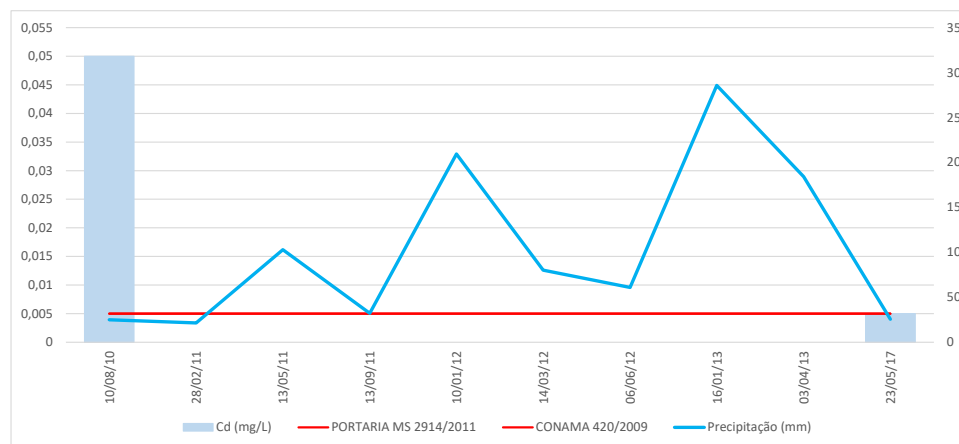


(C)

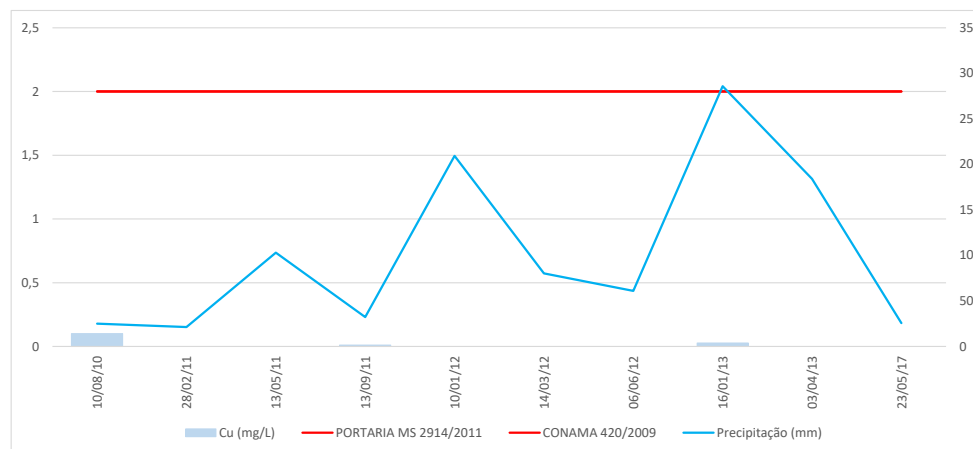


(D)

Figura 4.42. Comportamento dos metais nas águas subterrâneas: (A) chumbo, (B) zinco, (C) ferro e (D) manganês.



(A)



(B)

Figura 4.43. Comportamento dos metais nas águas subterrâneas: (A) cádmio e (B) cobre.

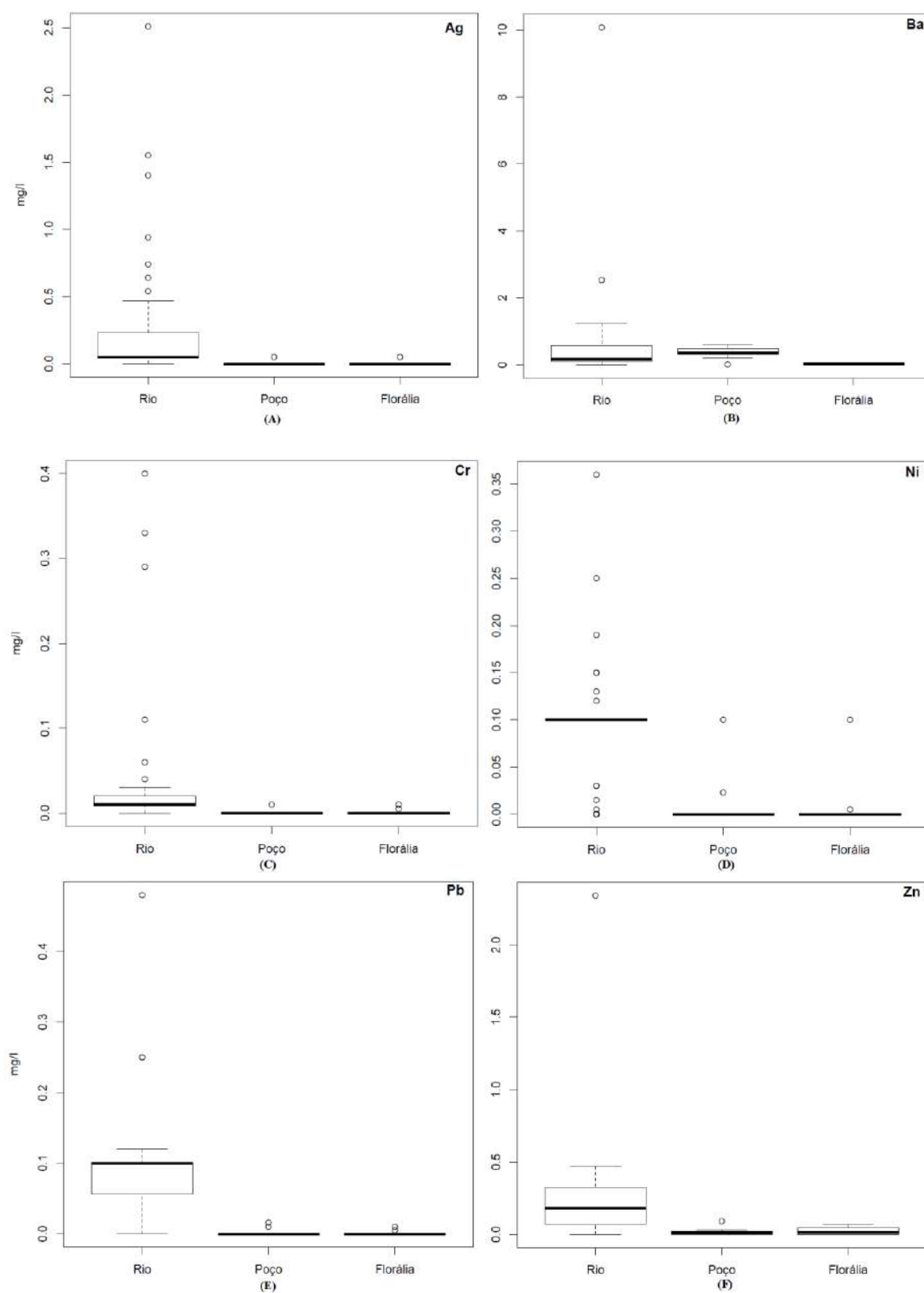


Figura 4.44. *Boxplot* dos resultados dos metais (A) prata, (B) bário, (C) cromo, (D) níquel, (E) chumbo e (F) zinco nas águas superficiais e subterrâneas.

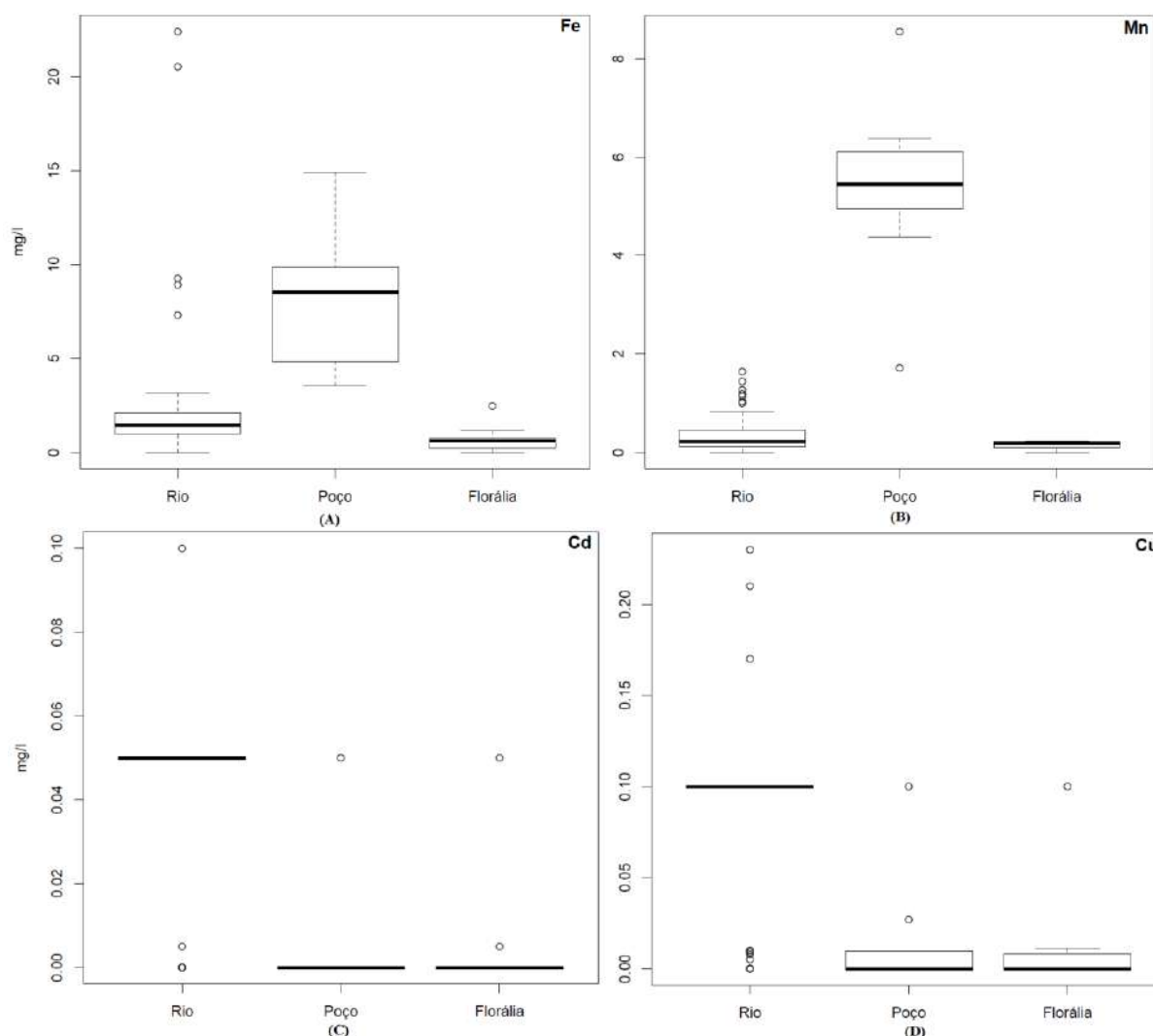


Figura 4.45. *Boxplot* dos resultados dos metais (A) ferro, (B) manganês, (C) cádmio e (D) cobre nas águas superficiais e subterrâneas.

4.2.5.1 HPI e MI

No intuito de avaliar e classificar a qualidade das águas superficiais e subterrâneas em relação aos metais pesados, os índices HPI e MI foram calculados a partir dos valores médios das concentrações dos metais a cada ano de monitoramento. Os cálculos foram realizados através da aplicação de equações propostas por MOHAN *et al.* (1996) e TAMASI e CINI (2004).

Os valores máximos permitidos para metais utilizados como base para os cálculos são os recomendados pela Portaria 2914/2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Os resultados de HPI no *rio* e *florália* estão resumidos na Tabela 4.5 e 4.7, respectivamente. Percebe-se que até o ano de 2010, os valores estavam muito elevados, considerado como crítico em termos de poluição nos dois cursos de água (MOHAN *et al.*, 1996). Entre 2011 e 2013 os índices calculados se encontravam muito abaixo do valor limite, o que pode ser reflexo das melhorias realizadas no aterro a partir de 2005. Como parte do chorume passou a ser coletado e os resultados dessa intervenção não são imediatos, acredita-se que com a diminuição do volume de lixiviado lançado nos corpos d'água, a tendência seria também, a queda das concentrações desses compostos no *rio* e *florália*.

Na Tabela 4.6 estão apresentados os resultados de MI. De acordo com a classificação proposta para esse índice, de 2005 a 2010 as águas do rio poderiam ser consideradas seriamente afetadas, mas a partir de 2011 considera-se que as águas estariam sendo moderadamente afetadas pela contaminação de metais pesados. No caso da *florália*, os valores de MI são ainda mais baixos, como pode ser visto na Tabela 4.8, o que confirma que, nesse ponto, não está havendo contaminação por metais.

Para as águas subterrâneas analisadas no ano de 2013, verifica-se que tanto o HPI (Tabela 4.9) quanto o MI (Tabela 4.10) indicam que estaria havendo contaminação do meio por metais pesados. Porém, é importante ressaltar que o que mais contribui para a elevação desses índices são as concentrações de ferro e manganês. Os metais cádmio, cromo, cobre, níquel, chumbo e zinco são detectados em baixíssimas concentrações.

Tabela 4.5. Resultados do HPI no rio.

Metais	VMP* CONAMA 357/2005	2005	2006	2007	2008	2010	2011	2012	2013
(µg/L)	(Si)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)
Ba	700	180,000	437,500	513,333	510,000	10.008,00	415,667	262,333	185,000
Cd	1	50,000	50,000	50,000	100,000	50,000	0,000	0,000	0,000
Cr	50	108,333	12,500	15,833	30,000	20,000	0,000	0,000	0,000
Cu	9	95,833	100,000	100,000	210,000	100,000	5,667	0,000	85,000
Fe	300	1.757,500	3.441,667	1.700,833	680,000	1.110,000	4.425,000	7.463,000	3.653,000
Mn	100	322,500	149,167	323,333	170,000	1.140,000	1.219,333	849,667	633,500
Ni	25	115,833	103,333	123,333	100,000	100,000	5,000	0,000	0,000
Pb	10	85,000	144,167	114,167	100,000	10,000	4,333	0,000	0,000
Zn	180	240,917	260,833	355,000	250,000	10,000	54,667	74,333	47,000
HPI		4.068,938	4.114,611	4.093,961	8.072,174	4.015,110	22,936	2,276	13,276

* Valor máximo permitido.

Tabela 4.6. Resultados do MI no rio.

Metais	VMP* CONAMA 357/2005	2005	2006	2007	2008	2010	2011	2012	2013
(µg/L)	(Si)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)
Ba	700	180,000	437,500	513,333	510,000	10.008	415,667	262,333	185,000
Cd	1	50,000	50,000	50,000	100,000	50,000	0,000	0,000	0,000
Cr	50	108,333	12,500	15,833	30,000	20,000	0,000	0,000	0,000
Cu	9	95,833	100,000	100,000	210,000	100,000	5,667	0,000	85,000
Fe	300	1.757,500	3.441,667	1.700,833	680,000	1.110,000	4.425,000	7.463,000	3.653,000
Mn	100	322,500	149,167	323,333	170,000	1.140,000	1.219,333	849,667	633,500
Ni	25	115,833	103,333	123,333	100,000	100,000	5,000	0,000	0,000
Pb	10	85,000	144,167	114,167	100,000	10,000	4,333	0,000	0,000
Zn	180	240,917	260,833	355,000	250,000	10,000	54,667	74,333	47,000
MI		9,625	10,550	9,932	16,002	9,074	3,234	3,796	3,165

* Valor máximo permitido.

Tabela 4.7. Resultados do HPI na florália.

Metais	VMP* CONAMA 357/2005	2010	2011	2012	2013
(µg/L)	(Si)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)
Ba	700	10,000	43,000	10,000	57,500
Cd	1	50,000	0,000	0,000	0,000
Cr	50	10,000	0,000	0,000	0,000
Cu	9	100,000	2,667	0,000	5,500
Fe	300	680,000	626,667	280,000	1823,000
Mn	100	190,000	185,333	118,333	231,500
Ni	25	100,000	0,000	0,000	0,000
Pb	10	10,000	0,000	0,000	0,000
Zn	180	10,000	44,333	6,333	15,000
HPI		4.021,570	3,589	0,491	7,380

Tabela 4.8. Resultados do MI na florália.

Metais	VMP* CONAMA 357/2005	2010	2011	2012	2013
(µg/L)	(Si)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)
Ba	700	10,000	43,000	10,000	57,500
Cd	1	50,000	0,000	0,000	0,000
Cr	50	10,000	0,000	0,000	0,000
Cu	9	100,000	2,667	0,000	5,500
Fe	300	680,000	626,667	280,000	1823,000
Mn	100	190,000	185,333	118,333	231,500
Ni	25	100,000	0,000	0,000	0,000
Pb	10	10,000	0,000	0,000	0,000
Zn	180	10,000	44,333	6,333	15,000
MI		7,839	0,505	0,241	1,019

Tabela 4.9. Resultados do HPI no poço.

Metais	VMP* MS 2914/2011	2010	2011	2012	2013
(µg/L)	(Si)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)
Ba	700	10,000	381,000	531,667	274,500
Cd	5	50,000	0,000	0,000	0,000
Cr	50	10,000	0,000	0,000	0,000
Cu	2.000	100,000	3,333	0,000	13,500
Fe	300	4.830,000	8.978,667	11.108,000	4.854,000
Mn	100	4.960,000	5.464,333	6.688,000	3.582,000
Ni	70	100,000	7,667	0,000	0,000
Pb	10	10,000	5,333	0,000	0,000
Zn	3.000	10,000	30,333	6,667	23,500
HPI		765,023	200,796	226,953	118,067

Tabela 4.10. Resultados do MI no poço.

Metais	VMP* MS 2914/2011	2010	2011	2012	2013
(µg/L)	(Si)	(Ci)	(Ci)	(Ci)	(Ci)
Ba	700	10,000	381,000	531,667	274,500
Cd	5	50,000	0,000	0,000	0,000
Cr	50	10,000	0,000	0,000	0,000
Cu	2.000	100,000	3,333	0,000	13,500
Fe	300	4.830,000	8.978,667	11.108,000	4.854,000
Mn	100	4.960,000	5.464,333	6.688,000	3.582,000
Ni	70	100,000	7,667	0,000	0,000
Pb	10	10,000	5,333	0,000	0,000
Zn	3.000	10,000	30,333	6,667	23,500
MI		8,711	9,530	11,630	5,823

Na Tabela 4.11 são apresentados os resultados das concentrações dos metais Al, As, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Hg, Ni e Zn analisados nas águas superficiais e subterrâneas no entorno de áreas de disposição de resíduos no Brasil. Os aterros avaliados estavam em operação quando as análises foram realizadas, e ainda assim, a maior parte dos resultados apresentados estão abaixo dos limites estabelecidos.

Assim como avaliado nas águas do entorno do aterro Morro do Céu, os valores do metal Fe, de uma maneira geral, também estão acima do permitido pelas normas vigentes.

Tabela 4.11. Concentração máxima de metais nas águas no entorno de aterros de resíduos brasileiros.

Parâmetros	Portaria 2914/2011 mg/L	CETESB 2005 mg/L	CONAMA 420/2011 mg/L	1 Rio Claro/SP (1998) SUB	2 Ribeirão Preto/SP (2002) SUB	3 Brasília/DF (2004) SUB	4 Ribeirão Preto/SP (2004) SUB	4 Bauru/SP (2004) SUB	5 Curitiba/PR (2007) SUB
Al	0,2	0,2	3,5						
As	0,005	0,01	0,01						
Ba	0,7	0,7	0,7	0,3					
Cd	0,005	0,005	0,005	<0,05	<0,005	7,9	0	0,08	
Cr	0,05	0,05	0,05	<0,05	<0,05		0	0,256	ND
Cu	2	2	2	<0,05	<2	0,22	0,586		
Fe	0,3	0,3	2,45	17,6	<0,3			52	
Hg	0,001	0,001	0,001		<0,001				
Mn	0,1	0,4	0,4	1,9	<0,1		12,5		
Na	200				<200		70		
Ni	0,07	0,02	0,02	<0,02	-			0,118	ND
Pb	0,01	0,01	0,01	0,3	<0,01	79	ND	0,057	3,509
Zn	5	5	1,05	<0,02	<5	0,49	ND	0,2	ND

Fonte: 1. TANDEL, 1998; 2. MUNHOZ, 2002; 3. RESENDE *et al.*, 2004; 4. MONDELLI, 2004; 5. FRANÇA, 2007.

SUB – águas subterrâneas

ND – não detectado

Tabela 4.11. (Continuação) Concentração máxima de metais nas águas no entorno de aterros de resíduos brasileiros.

Parâmetros	Portaria 2914/2011 mg/L	CETESB 2005 mg/L	CONAMA 420/2011 mg/L	7 Cuiabá/MT (2008) SUB	8 Campo Belo/MG (2011) SUP	8 Elói Mendes/MG (2011) SUP	8 Santo Antônio do Amparo/MG (2011) SUP	9 Belo Horizonte/MG (2011) SUB	10 Araras/SP (2012) SUB
Al	0,2	0,2	3,5		0,25	< LD	< LD	52,26	0,094
As	0,005	0,01	0,01					< LD	
Ba	0,7	0,7	0,7					2,27	3,824
Cd	0,005	0,005	0,005	0,001	< LD	< LD	< LD	< LD	
Cr	0,05	0,05	0,05	<LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,021
Cu	2	2	2	<LD	< LD	< LD	< LD	0,052	
Fe	0,3	0,3	2,45	14,73	7,64	3,23	33,66	42,68	3,60
Hg	0,001	0,001	0,001		0,0003	0,0002			
Mn	0,1	0,4	0,4	0,34	0,0775	0,19	1,32	0,047	2,66
Na	200				14,72	9,86	35,9	0,16	
Ni	0,07	0,02	0,02	0,017				< LD	0,056
Pb	0,01	0,01	0,01	0,02	< LD	< LD	< LD	0,098	
Zn	5	5	1,05	0,069	0,018	0,03	0,018	0,094	0,059

Fonte: 7. SANTOS, 2008; 8. MARQUES, 2011; 9. BARELLA, 2011; 10. ALVES, 2012;

SUB – águas subterrâneas

SUP – águas superficiais

ND – não detectado

< LD – menos que o limite de detecção

Tabela 4.11. (Continuação) Concentração máxima de metais nas águas no entorno de aterros de resíduos brasileiros.

Parâmetros	Portaria 2914/2011 mg/L	CETESB 2005 mg/L	CONAMA 420/2011 mg/L	11 Humaitá/AM (2013) SUB	12 Paranaguá/PR (2013) SUB	13 Imperatriz/MA (2013) SUP	14 Paracambi/RJ (2013) SUP	15 C.de Macacu/RJ (2013) SUB
Al	0,2	0,2	3,5					2,12
As	0,005	0,01	0,01	<0,001	<0,005			
Ba	0,7	0,7	0,7					0,18
Cd	0,005	0,005	0,005	<0,001	<0,005	0,006	<0,005	<0,005
Cr	0,05	0,05	0,05	<0,001	0,029	0,496	<0,005	<0,005
Cu	2	2	2	<0,001		1,294	<0,005	<0,005
Fe	0,3	0,3	2,45	18,8			0,06	<0,005
Hg	0,001	0,001	0,001	<0,0001				
Mn	0,1	0,4	0,4				<0,005	1,26
Na	200						24,69	53,45
Ni	0,07	0,02	0,02				0,02	0,006
Pb	0,01	0,01	0,01	<0,001	<0,01	1,090	<0,005	<0,005
Zn	5	5	1,05	0,035			0,03	0,042

Fonte: 11. OLIVEIRA, 2013; 12. CAVALLET *et al.*, 2013; 13. GAMA, 2013; 14.AUTOR; 15.AUTOR.

SUB – águas subterrâneas

SUP – águas superficiais

ND – não detectado

LD – limite de detecção

4.3 Transporte do lixiviado e sua influência nos solos e sedimentos

4.3.1 Metais pesados

No aterro Morro do Céu, solos e sedimentos foram avaliados para detectar a contaminação por metais pesados. Os pontos de coleta das amostras de solos são os mesmos das coletas de água: *rio* e *florália*. Além desses pontos, o sedimento depositado no fundo da vala em que o chorume foi coletado também foi analisado.

Foram retiradas duas amostras de solo de até 10 cm de profundidade em cada ponto (*rio*, *florália* e vala do chorume) e ambas analisadas em duplicata, com exceção da segunda amostra coletada no ponto *rio*, que não foi feita em duplicata. Os resultados estão apresentados na Tabela 4.12 e é possível avaliar que todos os valores, com exceção do Zn no ponto *rio*, encontram-se abaixo dos limites de referência de qualidade.

Na Tabela 4.13 estão apresentados os valores de referência de qualidade e os valores de prevenção para solos no Brasil, de acordo com a CETESB e CONAMA. O valor de referência de qualidade é definido como a concentração de determinada substância no solo, que define um solo como limpo e os valores de prevenção são as concentrações de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo (CETESB, 2014; CONAMA, 2009).

Tabela 4.12. Concentração de metais nas amostras de solo coletadas no Morro do Céu.

Identificação Numérica	Identificação Nominal	Cd mg/Kg	Co mg/Kg	Cr mg/Kg	Cu mg/Kg	Ni mg/Kg	Pb mg/Kg	Zn mg/Kg
1	Chorume I (a)	< 0,01	0,90	2,01	2,89	1,02	1,86	15,33
2	Chorume I (b)	< 0,01	0,75	1,79	2,85	0,73	1,77	14,19
3	Chorume II (a)	< 0,01	0,92	1,82	2,48	0,82	2,19	14,85
4	Chorume II (b)	< 0,01	0,93	1,82	2,48	0,85	2,49	14,88
5	Florália I (a)	< 0,01	0,59	3,00	115,35	1,23	13,72	23,21
6	Florália I (b)	< 0,01	0,48	2,08	19,99	0,82	5,74	18,57
7	Florália II (a)	< 0,01	0,34	0,32	2,69	0,43	0,50	12,98
8	Florália II (b)	< 0,01	0,42	0,49	2,02	0,52	1,00	14,28
9	Rio I (a)	0,13	3,5	15,22	32,61	7,27	13,90	179,07
10	Rio I (b)	0,13	3,6	14,98	33,11	7,51	13,26	182,22
11	Rio II (a)	0,25	3,9	15,57	34,09	7,71	15,91	192,66

Tabela 4.13. Valores de referência e prevenção para metais em solos brasileiros (CETESB, 2014; CONAMA, 2009).

Metais	Valores de referência	Valores de Prevenção
	(mg/kg)	(mg/Kg)
Cd	<0,5	1,3
Co	13	25
Cr	40	75
Cu	35	60
Ni	13	30
Pb	17	72
Zn	60	86

SISINNO e MOREIRA (1996) também analisaram os solos e sedimentos no aterro e seu entorno entre os anos de 1994 e 1995. No sedimento avaliado no *rio*, os valores de Pb (70,3 mg/Kg) e Zn (114 mg/Kg) estavam acima dos valores de referência e prevenção praticados atualmente. Os metais que se apresentaram em maiores concentrações nos sedimentos das águas superficiais foram o Fe (38.633,3 mg/Kg) e Mn (216,6 mg/Kg).

Na análise realizada no sedimento do *rio* em 2017, os 2 metais (Fe e Mn) variaram entre 37.439 mg/Kg e 40.829 mg/Kg e 429 mg/Kg a 475 mg/Kg, respectivamente. Não há limite estabelecido para estes dois metais na CETESB (2014) e CONAMA 420/2009.

4.3.1.1 IGEO e PI

O grau de contaminação dos solos pode ser avaliado através do índice de geoacumulação (IGEO) e índice de poluição (PI), baseados na relação relativa da concentração real de cada traço de metal em uma amostra de solo em comparação com uma referência local. Esses índices são utilizados para avaliar a presença e intensidade da deposição de contaminantes antropogênicos em solo superficial.

A partir dos resultados para IGEO e PI (Tabela 4.14, Tabela 4.15 e Tabela 4.16), todos os metais ficaram abaixo dos limites estabelecidos pelos índices, a não ser pelo Zn no ponto *rio*. Pode-se dizer que as amostras avaliadas apresentam um “nível alto de poluição” para esse metal, segundo classificação do PI ou; pela classificação do IGEO, podem estar variando de “não poluída” a “moderadamente poluída” (conforme Tabelas 3.6 e 3.7 no item 2.2.3 deste trabalho).

Tabela 4.14. Valores de IGEO e PI para amostras de sedimentos do fundo da vala de chorume.

METAIS	CHORUME I		CHORUME II	
	IGEO	PI	IGEO	PI
Cd	-6,23	0,02	-6,23	0,02
Cr	-4,98	0,05	-5,04	0,05
Co	-4,56	0,06	-4,40	0,07
Cu	-4,19	0,08	-4,40	0,07
Ni	-4,47	0,07	-4,54	0,06
Pb	-3,81	0,11	-3,45	0,14
Zn	-2,61	0,25	-2,60	0,25

Tabela 4.15. Valores de IGEO e PI para amostras de sedimentos do rio.

METAIS	RIO I		RIO II	
	IGEO	PI	IGEO	PI
Cd	-2,54	0,26	-1,58	0,50
Cr	-1,99	0,38	-1,95	0,39
Co	-2,47	0,27	-2,33	0,30
Cu	-0,68	0,94	-0,62	0,97
Ni	-1,40	0,57	-1,34	0,59
Pb	-0,91	0,80	-0,68	0,94
Zn	1,01	3,01	1,10	3,21

Tabela 4.16. Valores de IGEO e PI para amostras de sedimentos da florália.

METAIS	FLORÁLIA I		FLORÁLIA II	
	IGEO	PI	IGEO	PI
Cd	-6,23	0,02	-6,23	0,02
Cr	-5,35	0,04	-7,21	0,01
Co	-5,41	0,04	-5,69	0,03
Cu	-0,58	1,00	-4,48	0,07
Ni	-4,70	0,06	-5,36	0,04
Pb	-2,28	0,31	-5,09	0,04
Zn	-2,38	0,29	-2,72	0,23

Na Tabela 4.17 estão apresentados os resultados das concentrações de metais em solos de aterros e seu entorno, no Brasil. Assim como para chorume e água, foram utilizadas as maiores concentrações de cada um dos parâmetros analisados: Al, As, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Co, Fe, Mg, Mn, Hg, Ni e Zn.

Tabela 4.17. Concentração máxima de metais no solo no entorno de aterros de resíduos brasileiros (CONAMA 420/2009).

Parâmetros	PREVENÇÃO mg/Kg	INVESTIGAÇÃO Residencial mg/Kg	INVESTIGAÇÃO Industrial mg/Kg	1 Rio Claro/SP (1998)	2 Ribeirão Preto/SP (2002)	3 São Paulo/SP (2005)	4 Jacarezinho/PR (2005)	5 Curitiba/PR (2006)	6 Curitiba/PR (2007)
Al							8400		
As	15	55	150						
Ba	150	500	450						
Ca									
Cd	1,3	8	20	<0,1	29,55	0,253			
Co	25	65	90			5,84			
Cr	75	200	400		54,2	53,7	15	92,9	
Cu	60	400	600		299,02	15,3	10	40,7	
Fe		36	-			62233			
Hg	0,5		70				<0,1		
Mg									
Mn			-		2032,15	763			
Ni	30	100	130					83,2	99,7
P									
Pb	72	300	900	<2,0	33,95	5,62	10	74,2	47,8
Zn	300	1000	2000	26	278,34	29,7	15	128,4	

Fonte: 1. TANDEL, 1998; 2. MUNHOZ, 2002; 3. ANDRADE, 2005; 4. NAGALLI, 2005; 5. ZANELLO, 2006; 6. FRANÇA, 2007.

Tabela 4.17. (Continuação) Concentração máxima de metais no solo no entorno de aterros de resíduos brasileiros.

Parâmetros	PREVENÇÃO mg/Kg	INVESTIGAÇÃO Residencial mg/Kg	INVESTIGAÇÃO Industrial mg/Kg	7 Ponta Grossa/PR (2008)	8 Santos/SP (2009)	9 Cáceres/ES (2010)	10 Campo Belo/MG (2011)	10 Elói Mendes/MG (2011)	10 Santo Antônio do Amparo/MG (2011)
Al									
As	15	55	150			0,08			
Ba	150	500	450						
Ca									
Cd	1,3	8	20	<0,5		<LD	0,01	0,02	0,02
Co	25	65	90						
Cr	75	200	400	51,5		10,5	17,48	12,86	377,65
Cu	60	400	600	14,5	910		4,03	9,8	48,57
Fe		36	-	1234,5					
Hg	0,5		70				<0,1	<0,1	<0,1
Mg									
Mn			-	45,5					
Ni	30	100	130	<0,5	67	1,03	3,88	7,49	83
P									
Pb	72	300	900	150	689	6,53	13,62	7,8	10,12
Zn	300	1000	2000	15	683		29,08	15	36,15

Fonte: 7. NASCIMENTO, 2008; 8. FORTUNATO, 2009; 9. ALCANTARA, 2010; 10. MARQUES, 2011.

LD – limite de detecção

Tabela 4.17. (Continuação) Concentração máxima de metais no solo no entorno de aterros de resíduos brasileiros.

Parâmetros	PREVENÇÃO mg/Kg	INVESTIGAÇÃO Residencial mg/Kg	INVESTIGAÇÃO Industrial mg/Kg	11 Angatuba/SP (2012)	11 Jaci/SP (2012)	12 Bugre/MG (2012)	13 Humaitá/AM (2013)	14 Botucatu/SP (2013)	15 Seropédica/RJ (2015)
Al				85497	35161		5,17		0,88
As	15	55	150	28,8	2,04	ND	3,8	2,61	
Ba	150	500	450	984	243				
Ca							1,3		
Cd	1,3	8	20	0,23	0,07	12,54	<0,1	ND	3,63
Co	25	65	90						
Cr	75	200	400		75,6	<LD	26	56,3	
Cu	60	400	600	47,5	10,4	<LD		54,49	
Fe		36	-	151832	27717	59229,03		41361	
Hg	0,5		70	0,23	<0,1	<LD	0,13		
Mg							0,31	295,98	
Mn			-	4829	521	1003,204			111,8
Ni	30	100	130	41,4	22,4	9,53	3,5	5,59	
P							9,16		
Pb	72	300	900	58,5	11,7	29,08	18	30,47	
Zn	300	1000	2000	72,3	10,9	79		73,81	544

Fonte: 11. IWAI, 2012; 12. LANZA, 2012; 13. OLIVEIRA, 2013; 14. ZANON, 2013; 15. LIMA, 2015

ND – não detectado

LD – limite de detecção

4.4 Análise estatística dos resultados

A seguir serão apresentados os resultados da análise estatística realizada com os dados do monitoramento do chorume no aterro Morro do Céu ao longo dos anos.

4.4.1 Estatística básica e matriz de correlação de Pearson

As variáveis apresentaram comportamento diferente de acordo com o teste de *Liliefors* para $p=0,05$. Algumas tiveram distribuição normal e outras não. Foi realizado, portanto, a normalização dos dados de forma geral no programa Statistica 7. Verifica-se que para o nitrogênio amoniacal a distribuição é normal, diferente do que ocorre para o pH. Os gráficos abaixo apresentam um resumo estatístico das duas variáveis citadas.

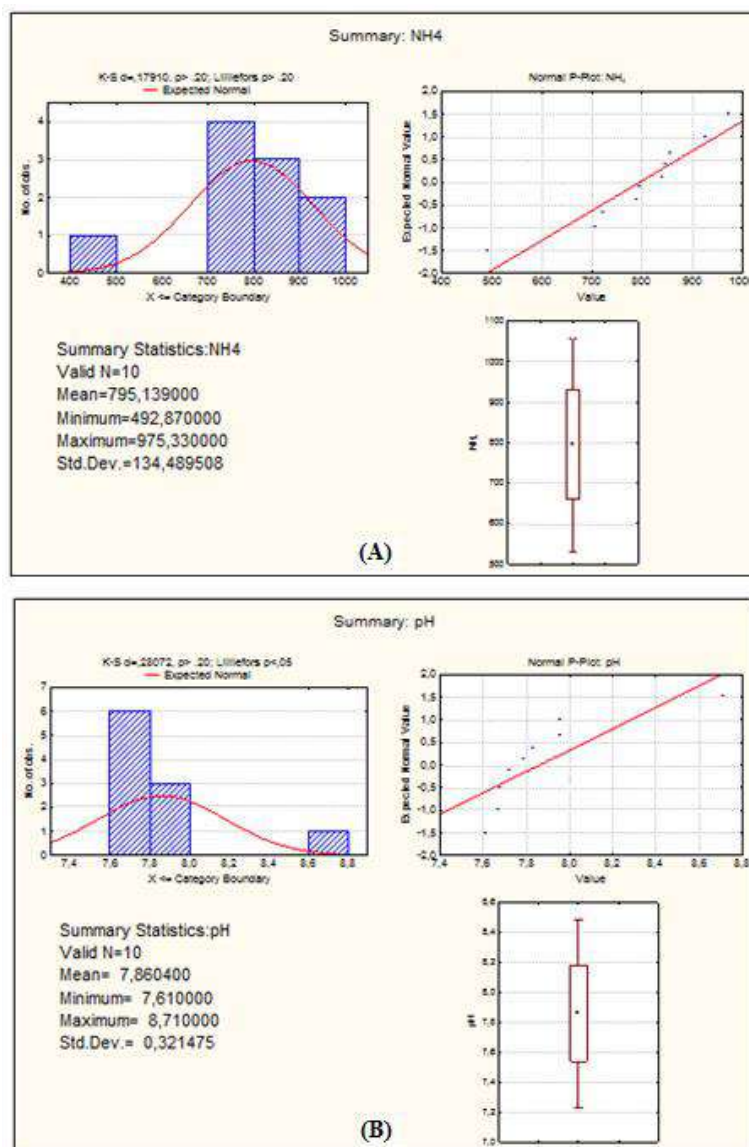


Figura 4.46. (A) Estatística básica - NH₄, (B) Estatística básica - pH.

Como os dados foram normalizados, realizou-se a correlação de Pearson, apresentada na Tabela 4.18.

Tabela 4.18. Matriz de correlação (variáveis do lixiviado).

Variable	Correlations (media anual Julia)																	
	Marked correlations are significant at p < ,05000																	
	N=10 (Casewise deletion of missing data)																	
	NH ₄	Ba	Cd	Pb	Cu	Fe	Mn	Ni	Ag	Zn	Fenóis	Cr hex	Cianetos	Fluoretos	DBO ₅	DQO	DBO ₅ /DQO	pH
NH ₄	1,00	0,19	0,60	0,72	0,67	0,48	0,38	0,51	0,53	0,61	0,33	0,26	0,38	0,09	0,49	0,61	0,11	-0,18
Ba	0,19	1,00	0,16	0,28	0,38	0,50	0,26	-0,26	0,62	-0,07	-0,48	-0,42	-0,03	0,18	-0,55	-0,04	-0,83	-0,52
Cd	0,60	0,16	1,00	0,70	0,77	0,38	0,42	0,54	0,31	0,51	0,50	0,64	0,39	-0,10	0,39	0,37	0,16	-0,31
Pb	0,72	0,28	0,70	1,00	0,89	0,84	0,68	0,81	0,79	0,88	0,62	0,42	0,68	-0,37	0,58	0,73	0,06	-0,16
Cu	0,67	0,38	0,77	0,89	1,00	0,75	0,55	0,70	0,78	0,67	0,48	0,55	0,62	-0,21	0,40	0,55	-0,00	-0,28
Fe	0,48	0,50	0,38	0,84	0,75	1,00	0,82	0,62	0,93	0,71	0,37	0,13	0,69	-0,40	0,20	0,47	-0,24	-0,13
Mn	0,38	0,26	0,42	0,68	0,55	0,82	1,00	0,54	0,67	0,56	0,46	0,11	0,80	-0,39	0,19	0,42	-0,19	-0,09
Ni	0,51	-0,26	0,54	0,81	0,70	0,62	0,54	1,00	0,47	0,93	0,88	0,74	0,68	-0,43	0,83	0,70	0,46	0,08
Ag	0,53	0,62	0,31	0,79	0,78	0,93	0,67	0,47	1,00	0,55	0,18	-0,01	0,62	-0,31	0,13	0,49	-0,33	-0,15
Zn	0,61	-0,07	0,51	0,88	0,67	0,71	0,56	0,93	0,55	1,00	0,81	0,55	0,63	-0,35	0,78	0,75	0,29	-0,05
Fenóis	0,33	-0,48	0,50	0,62	0,48	0,37	0,46	0,88	0,18	0,81	1,00	0,74	0,73	-0,34	0,85	0,63	0,53	0,04
Cr hex	0,26	-0,42	0,64	0,42	0,55	0,13	0,11	0,74	-0,01	0,55	0,74	1,00	0,34	-0,11	0,63	0,30	0,57	-0,07
Cianetos	0,38	-0,03	0,39	0,68	0,62	0,69	0,80	0,68	0,62	0,63	0,73	0,34	1,00	-0,38	0,49	0,58	0,10	-0,02
Fluoretos	0,09	0,18	-0,10	-0,37	-0,21	-0,40	-0,39	-0,43	-0,31	-0,35	-0,34	-0,11	-0,38	1,00	-0,28	-0,09	-0,45	-0,72
DBO ₅	0,49	-0,55	0,39	0,58	0,40	0,20	0,19	0,83	0,13	0,78	0,85	0,63	0,49	-0,28	1,00	0,80	0,64	0,14
DQO	0,61	-0,04	0,37	0,73	0,55	0,47	0,42	0,70	0,49	0,75	0,63	0,30	0,58	-0,09	0,80	1,00	0,07	-0,25
DBO ₅ /DQO	0,11	-0,83	0,16	0,06	-0,00	-0,24	-0,19	0,46	-0,33	0,29	0,53	0,57	0,10	-0,45	0,64	0,07	1,00	0,69
pH	-0,18	-0,52	-0,31	-0,16	-0,28	-0,13	-0,09	0,08	-0,15	-0,05	0,04	-0,07	-0,02	-0,72	0,14	-0,25	0,69	1,00

Ao analisar a matriz, percebe-se que apesar do pH apresentar correlação negativa com grande parte das variáveis, pode-se dizer que não foi apenas o pH que influenciou diretamente na disponibilidade dos metais. Todos os metais variaram de forma inversa em relação ao pH (valores negativos, como era esperado), porém a correlação foi baixa. Provavelmente, a maior variação dos metais está relacionada à presença de matéria orgânica.

Na mesma matriz, é possível avaliar que há uma elevada correlação positiva entre os metais, o que pode indicar que os mesmos estão associados a uma mesma fonte. No caso do aterro Morro do Céu, acredita-se que os metais possam ser provenientes de resíduos industriais, visto que no início da operação não havia nenhum tipo de controle sobre o material que chegava ao local.

A estatística mostra, ainda, que a DBO e DQO, assim como esperado, apresentam alta correlação positiva.

4.4.2 Análise de componentes principais

A análise dos componentes principais (ACP) possibilitou a transformação dos dados para duas dimensões. O fator 1 envolve os elementos Pb, Cu, Fe, Ni, Zn, fenóis, cianetos e a DBO e DQO, influenciando 48,69% da amostra como um todo. Apesar do pH não estar presente nos fatores 1 e 2, o mesmo apresenta importante influência nas outras variáveis, visto que o fator 3 influencia 11% da amostra como um todo.

Na Figura 4.47 é possível visualizar a tabela com os principais fatores e ainda a projeção das variáveis no plano. Já na Figura 4.48 é apresentada a importância de cada fator na amostra como um todo.

Variable	Factor 1	Factor 2
NH ₄	0,675720	0,185894
Ba	0,026215	0,963402
Cd	0,675947	0,071495
Pb	0,952967	0,216119
Cu	0,851104	0,301330
Fe	0,773735	0,485678
Mn	0,698006	0,342253
Ni	0,927381	-0,291831
Ag	0,681202	0,600196
Zn	0,925041	-0,109274
Fenóis	0,801454	-0,468198
Cr hex	0,588731	-0,481236
Cianetos	0,797191	0,045155
Fluoretos	-0,385535	0,296797
DBO ₅	0,726054	-0,565358
DQO	0,767273	-0,000373
DBO ₅ /DQO	0,236218	-0,917403
pH	-0,085108	-0,599637
Expl. Var	8,764353	3,977426
Prp. Totl	0,486909	0,220968

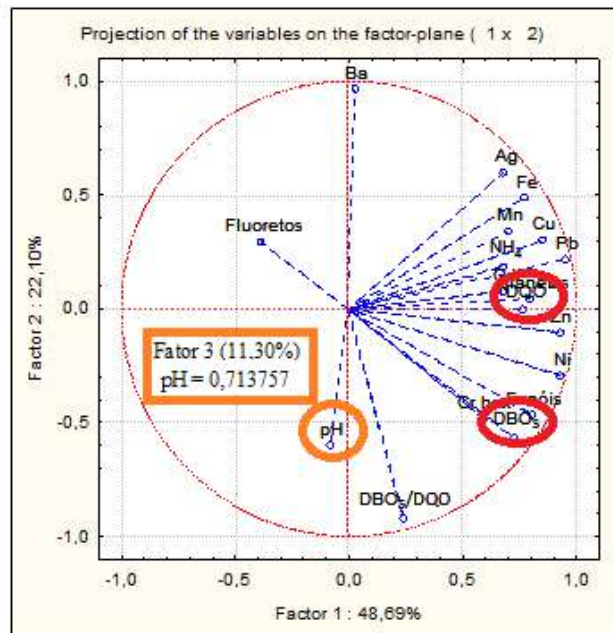


Figura 4.47. (A) Fator 1 e Fator 2 (ACP); Projeção das variáveis no plano (detalhe para DBO e DQO - fator 1 e pH – fator 3).

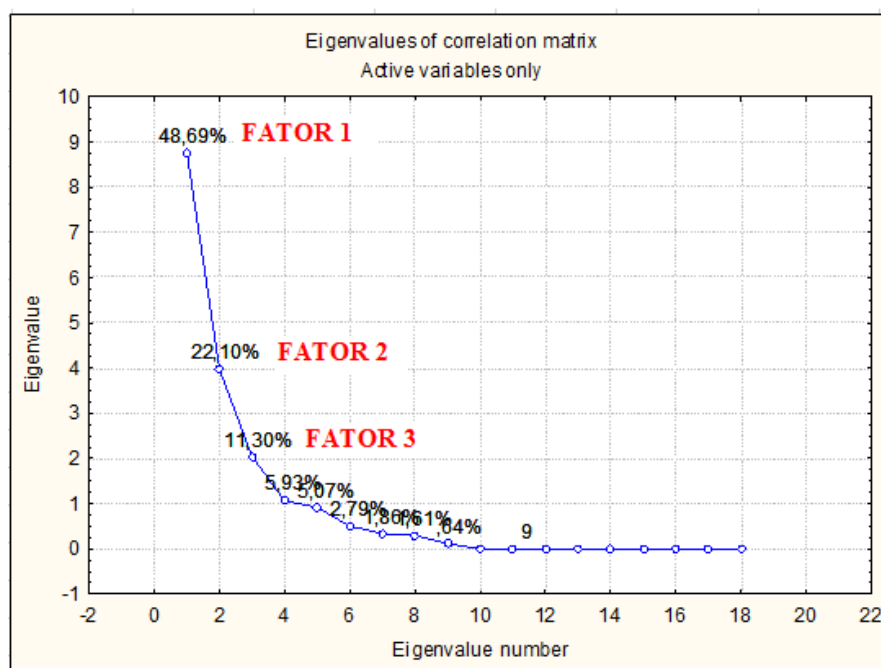


Figura 4.48. Fatores 1, 2 e 3 da Análise de Componentes Principais.

4.4.3 Dendogramas

Através dos dendogramas a seguir apresentados, é possível reconhecer padrões (similaridades) entre amostras a partir de um conjunto de dados, permitindo o agrupamento das amostras entre si. Quanto menor for a distância entre os pontos, maior a semelhança entre as amostras.

- Dendograma dos casos (anos)

No primeiro dendograma (Figura 4.49), foram formados 2 grandes grupos de similaridade. O primeiro, formado pelos anos iniciais 2004, 2005, 2006 e 2007 corrobora com o histórico da área, já que o local era operado sob forma de lixão ao longo desse período. Já o segundo grupo, formado pelos anos 2008, 2010, 2011, 2012, 2013 e 2017, indica que com o início do controle do local, a área passou a apresentar um comportamento similar a partir do ano de 2008.

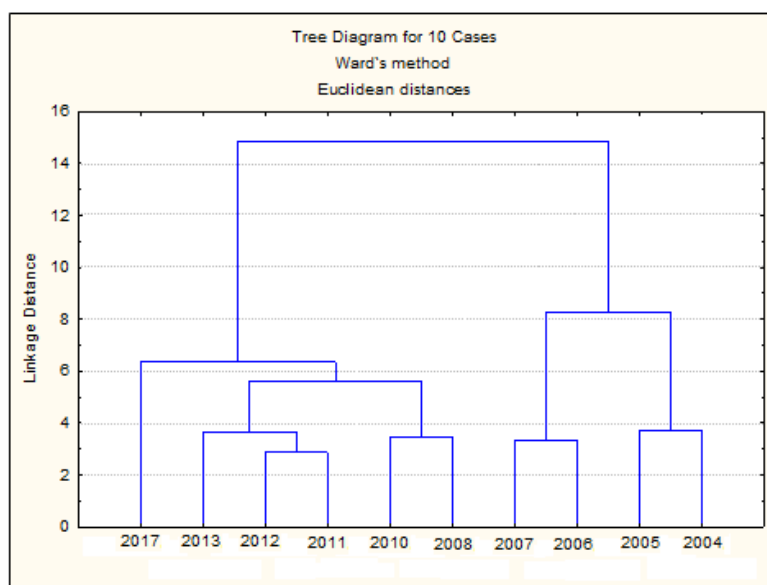


Figura 4.49. Dendograma dos anos de operação.

- Dendograma das variáveis

No segundo dendograma foram formados 2 grandes grupos de similaridade (Figura 4.50). O primeiro é formado pelos metais Mn, Ag, Fe, Cu, Pb, Cd, cianetos, fluoretos e nitrogênio amoniacal. Esses resultados indicam maior similaridade no comportamento entre os metais, do cianeto e do nitrogênio amoniacal, bem como maior similaridade no comportamento dos fluoretos com o bário, indicando, que provavelmente, os mesmos podem ser provenientes de uma mesma fonte.

Já o segundo grupo foi formado pela DBO, DQO, Zn, Ni, fenóis, Cr hexavalente, relação DBO/DQO e pH. Houve uma forte similaridade entre o pH e a relação DBO/DQO, indicando que o comportamento da amostra como um todo foi influenciada diretamente pela ação associação desses dois parâmetros. Os fenóis estão associados, como era de se esperar a DBO, DQO e ao Zn e Ni. Assim como na matriz de correlação, que há uma alta correlação positiva entre esses elementos (Zn e Ni), o que sugere que sejam provenientes de uma mesma fonte.

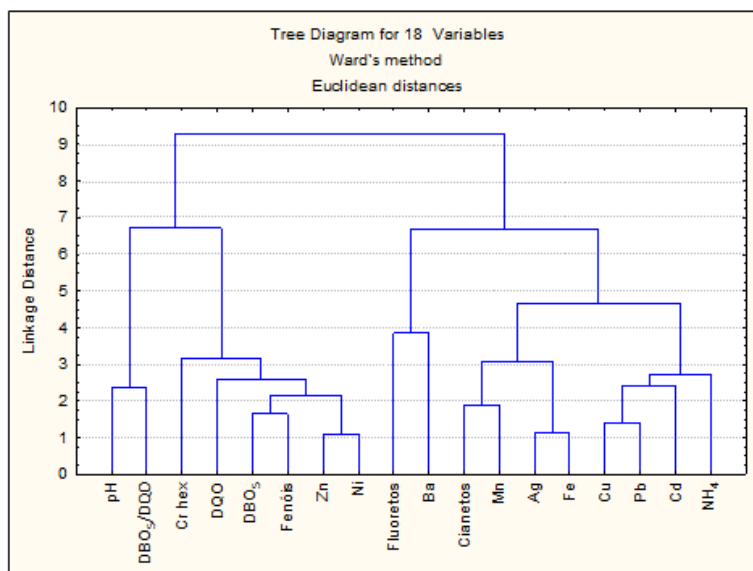


Figura 4.50. Dendograma das variáveis.

4.5 Proposta de novo índice para avaliação de aterros desativados

Para o desenvolvimento de um índice que possa ser aplicado a aterros desativados, além da caracterização do lixiviado, é importante avaliar os impactos de seu transporte nas águas superficiais, subterrâneas e solos. Dependendo das concentrações dos poluentes encontradas nestes meios, a importância de determinado parâmetro pode ser maior ou menor.

Para que o índice proposto possa ser aplicado no Brasil, o primeiro passo foi identificar o tipo de resíduo que chega em maiores quantidades nos aterros. Pela ausência de iniciativas consolidadas para aproveitamento e recuperação da fração orgânica, pelo menos 70 milhões de toneladas deste material foram aterradas no ano de 2016 (ABRELPE, 2017). O agravante é que grande parte desses resíduos pode estar indo para lixões, sem nenhum tipo de cuidado com a impermeabilização do solo,

drenagem e tratamento do lixiviado, podendo causar ainda danos à saúde dos moradores do entorno dessas áreas.

Na série histórica apresentada na Figura 4.51, observa-se que a porcentagem de matéria orgânica coletada nos últimos 20 anos no município do Rio de Janeiro, supera a soma dos outros materiais (papel, papelão, plástico e vidro). O percentual de matéria orgânica presente no lixo urbano no Brasil varia entre 50 e 60%, típico de países em desenvolvimento. O destino desse material, como já citado, são os aterros sanitários, aterros controlados e lixões, visto que as experiências de compostagem da fração orgânica são ainda incipientes no país.

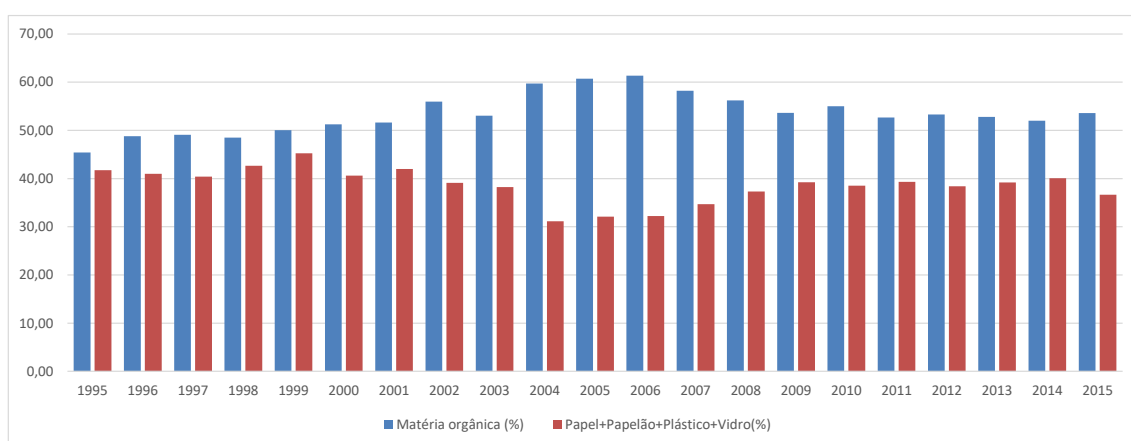


Figura 4.51. Comparação entre o volume coletado de matéria orgânica e outros resíduos na cidade do Rio de Janeiro. Fonte: modificado de COMLURB, 2015.

Os aterros que contêm resíduos com expressiva quantidade de matéria orgânica apresentam elevado teor de umidade, que é parte da causa da formação do lixiviado. Com a água de chuva, esse líquido aumentará seu volume, solubilizando substâncias presentes nos resíduos sólidos e dando origem a uma mistura líquida complexa com composição química variável e altamente perigosa.

Os resíduos aterrados passam por um processo de envelhecimento através de uma série de etapas. A duração desse processo é de difícil previsão devido ao número de variáveis que podem afetar a eficiência de diferentes estágios de degradação bacteriana, modificando a composição e a toxicidade do lixiviado ao longo do tempo.

4.5.1 Análise dos parâmetros

A seguir será discutida a importância dos parâmetros para a composição do índice de avaliação do potencial poluidor do lixiviado de aterros brasileiros, o que, de forma qualitativa, embasará a escolha dos pesos de cada parâmetro.

4.5.1.1 Nitrogênio Amoniacal

Uma vez que o nitrogênio é o constituinte das proteínas, suas concentrações no chorume estão diretamente relacionadas aos percentuais de matéria orgânica presentes nos resíduos sólidos. Tendo como base o enorme volume de lixo orgânico aterrado todos os dias, espera-se encontrar ainda por muitas décadas, altas concentrações de nitrogênio amoniacal no lixiviado. Sua presença em altas concentrações ao longo de toda a vida do aterro faz com que seja um dos principais poluentes no lixiviado (TATSI, 2002 e STATOM, 2003). De acordo com CHU *et al.* (1994) após um período de 3 a 8 anos, suas concentrações atingem valores médios entre 500 e 1500 mg/l, permanecendo nesse nível por pelo menos 50 anos.

No lixiviado do Morro do Céu e de outros aterros citados neste trabalho (ativos e desativados), as concentrações de nitrogênio amoniacal apresentadas estavam muito acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA 430/2011 que é de 20 mg/L, podendo chegar, em alguns locais a 2.900 mg/L.

Além disso, verificou-se que a descarga do efluente com altas concentrações de nitrogênio amoniacal está impactando as águas superficiais no entorno do Morro do Céu, já que os resultados se apresentam acima dos limites máximos estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005.

A amônia é um tóxico bastante restritivo à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. Por estes motivos, o nitrogênio amoniacal deve ser considerado um importante parâmetro de classificação das águas naturais sendo normalmente utilizado nos índices de qualidade das águas (CETESB, 2009).

No caso da avaliação da amônia nas águas subterrâneas, é necessário seguir os critérios do Ministério da Saúde através da Portaria 2914/2011 que estabelece um padrão de aceitação de consumo para amônia não-ionizável (NH₃). Este composto é muito mais tóxico por ser uma molécula neutra, o que o torna capaz de se difundir

através do epitélio de organismos aquáticos muito mais rapidamente que o íon amônio, carregado positivamente (USEPA, 1999). No caso do aterro Morro do Céu, a água subterrânea vem sendo impactada e as concentrações de amônia não-ionizável apresentaram-se até 10 vezes acima do limite máximo de potabilidade.

Além de comprometer a qualidade da água para consumo, a curto prazo, a exposição humana à amônia pode causar diversos problemas de saúde, principalmente a partir da exposição prolongada ao poluente.

Em se tratando de aterros encerrados, e com riscos potenciais por estarem próximo de rios ou sobre algum aquífero importante, a atenção dispensada a esse poluente deve ser maior que para qualquer outro.

No LPI, índice proposto por KUMAR e ALAPPAT (2003), o peso dado ao nitrogênio amoniacal é muito baixo ($w_i = 0,051$) se comparado à sua importância em aterros brasileiros ou mesmo indianos, estudados por BHALLA *et al.* (2014), KRISHNAMURTHY *et al.* (2015) e NAVEEN *et al.* (2016).

A matéria orgânica é o material predominante na massa do lixo, fazendo com que o nitrogênio amoniacal, que tem sua concentração aumentada com o passar do tempo, deva receber o maior peso ao se calcular o índice do potencial poluidor do lixiviado brasileiro. Isso significa que, com base em todas as informações já apresentadas sobre os impactos não só ao meio ambiente, mas também à saúde, este parâmetro deve ser visto como o mais importante no momento de se avaliar a necessidade de remediação de uma área.

4.5.1.2 pH

A medição do pH do lixiviado também é fundamental para avaliação de seu potencial poluidor. É um parâmetro extremamente fácil e barato de se medir, e que auxilia na interpretação de diversos resultados, a começar pela identificação da fase de degradação em que os resíduos do aterro se encontram.

No que diz respeito à atividade biológica do aterro, cada espécie microbiana requer pH dentro de determinados limites para que possa se desenvolver, havendo uma faixa ótima para o seu crescimento. FARQUAR e ROVERS (1973) observaram que pH igual ou menor que 5,5 causava a inibição total da produção de todos os gases, o que corresponde, conseqüentemente, à inibição total da atividade biológica do aterro.

A concentração de uma espécie química encontrada no lixiviado pode variar em função do pH da amostra. Para valores inferiores a 7, pode haver o tamponamento exercido pelos ácidos voláteis, o que proporciona o aumento da solubilidade de alguns metais pesados. O contrário também ocorre, já que em meio alcalino, e principalmente em ambiente com elevado teor de matéria orgânica, pode haver redução de sulfato – uma vez que podem precipitar como hidróxidos e/ou sulfetos, fazendo com que os metais apresentem baixa solubilidade (CANO, 2014).

Para aterros com idade superior a 10 anos, e com o lixiviado apresentando pH acima de 8, espera-se encontrar compostos mais estáveis, de modo que a relação DBO/DQO diminui. Isso pode significar que está havendo uma queda na matéria orgânica dissolvida (EL-FADEL *et al.*, 1997).

A avaliação do pH é importante pois este parâmetro afeta a atividade das enzimas e a toxicidade de muitos compostos. As formas não ionizadas costumam ser muito mais tóxicas que as formas ionizadas, pois atravessam com mais facilidade a membrana celular. O exemplo mais típico é a amônia. Em meio alcalino, por exemplo, há possibilidade de ocorrência do aumento de sua concentração na forma não ionizada (NH_3), que é tóxica (ESTEVES, 1998).

4.5.1.3 DBO e DQO

A alta carga de matéria orgânica presente no lixiviado, fruto da disposição indiscriminada de resíduos orgânicos nos aterros, pode causar a poluição das águas, visto o consumo do oxigênio dissolvido pelos micro-organismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Os principais componentes orgânicos são os compostos de carboidratos, proteínas, gordura e óleos, além da ureia, surfactantes e outros em menor quantidade (von SPERLING, 1998).

Na escolha dos parâmetros para composição de um novo índice para classificação de lixiviado de aterros desativados, além do nitrogênio amoniacal e pH, a DBO e a DQO também devem ser considerados, pois a quantificação da matéria orgânica e de seu potencial poluidor é tradicionalmente avaliado através destes métodos.

Além disso, a relação DBO/DQO é considerada um bom indicador do nível de degradação biológica do efluente. Dependendo da magnitude da relação, pode-se tirar conclusões sobre a biodegradabilidade dos resíduos e a partir disso, fazer uma previsão do tempo necessário de monitoramento. Uma relação DBO/DQO elevada sinaliza

fração biodegradável ao passo que uma relação menor que 0,1 tem sido sugerida como indicador de lixiviado estável (REINHART e TOWNSEND, 1997; BARLAZ *et al.*, 2002).

É importante ressaltar que assim como o nitrogênio amoniacal, os parâmetros DBO e DQO têm um peso importante pelo fato do índice proposto ter aplicação em aterros brasileiros. Além disso, o pH também será considerado ao se calcular o índice de avaliação do potencial poluidor do lixiviado dos aterros brasileiros já que, dependendo da alcalinidade do meio, pode-se, indiretamente, avaliar a predominância de metais pesados, por exemplo.

4.5.1.4 Sólidos Dissolvidos Totais e Cloretos

Para a qualidade da água de abastecimento, altos teores de sais minerais, particularmente sulfato e cloreto, estão associados à tendência de corrosão em sistemas de distribuição, além de conferir sabor às águas. Visando classificar, proteger os corpos d'água e prevenir problemas relacionados a saúde da população, o CONAMA em suas Resoluções 357/2005 e 420/2009, estabeleceu como padrão de qualidade, valores máximos permitidos para sólidos dissolvidos totais (SDT): a) águas doces, classes 1, 2 e 3, 500 mg/L; b) águas subterrâneas, 1000 mg/L. A Portaria nº 2.914 de 2011 do Ministério da Saúde estabelece valor máximo de 1000 mg/L de SDT para águas para consumo humano.

Assim como para SDT, há recomendações sobre o limite máximo de cloreto nas águas superficiais bem como para água potável (ambas 250 mg/L). É importante que sejam respeitados esses limites para que a água possa ser potabilizada, já que os sistemas de tratamento não tratam o cloreto. O fato é que o efeito dilutivo do cloreto nos corpos d'água gera concentrações normalmente abaixo de 250 mg/L, levando a crer que não é um poluente que possa trazer preocupações a longo prazo, e por conta disso, entende-se que o mesmo não deve ser considerado como um parâmetro importante para avaliação do potencial de contaminação do lixiviado.

Além disso, cloreto e SDT não são sequer citados no CONAMA 430/2011, que dispõe sobre padrões de lançamento de efluente. Isso significa que não há restrição para o lançamento desses compostos, donde se conclui que suas concentrações não influenciarão significativamente na qualidade das águas no entorno dos aterros.

No LPI, SDT ($w_i = 0,050$) e cloretos ($w_i = 0,048$) têm sua importância comparada à do nitrogênio amoniacal ($w_i = 0,051$), o que parece não fazer sentido quando aplicado aos aterros brasileiros. Ao avaliar a restrição imposta deste último composto no CONAMA 357/2005, as restrições são maiores, visto que dependendo do pH do meio, a concentração do nitrogênio amoniacal nas águas não pode exceder 0,5 mg/L. Nas águas superficiais do aterro Morro do Céu, por exemplo, as concentrações desse parâmetro ficaram acima do limite em todas as amostras coletadas ao longo do monitoramento da área.

SCHARF *et al.* (2011), avaliaram o impacto a longo prazo das emissões de um aterro a partir do transporte de contaminantes através do solo e apontam o cloreto e o sulfato como substâncias potencialmente poluidoras. Isso se dá em função do lixiviado dos aterros europeus ser, em grande parte, formado por substâncias inorgânicas, visto que a matéria orgânica passa por tratamento antes da destinação final, completamente diferente da realidade brasileira.

4.5.1.5 Metais pesados

As concentrações dos metais pesados no lixiviado de aterros encerrados geralmente são baixas pelo fato de estarem sujeitos a forte atenuação por sorção e precipitação. CHRISTENSEN *et al.* (2001) afirmam que metais como As, Cd, Ni, Zn, Cu, Hg e Pb, não constituem um problema frequente em aterros de resíduos sólidos domésticos.

Apesar de, na fase ácida do aterro, as concentrações esperadas de íons metálicos serem maiores, as águas superficiais, subterrâneas e solos no entorno de aterros brasileiros ativos e desativados, inclusive do Morro do Céu, não têm sofrido grandes alterações em sua qualidade no que diz respeito à contaminação por metais pesados.

Acredita-se, portanto, que para composição do índice de avaliação do potencial poluidor do lixiviado de aterros desativados, os parâmetros relativos a metais pesados não devam ser inseridos no cálculo, visto que, como foi dito, sua influência no entorno da área de disposição de resíduos pode ser considerada baixa.

No entanto, KUMAR e ALAPPAT (2003) sugerem que elementos como ferro ($w_i = 0,045$), cobre ($w_i = 0,050$), níquel ($w_i = 0,052$), zinco ($w_i = 0,052$), chumbo ($w_i = 0,063$), cromo ($w_i = 0,064$), mercúrio ($w_i = 0,062$) e arsênio ($w_i = 0,061$) tenham pesos e importância superiores ao pH ($w_i = 0,055$), nitrogênio amoniacal ($w_i = 0,051$) e em

alguns casos, igual ou maior que a DBO ($w_i = 0,061$) e DQO ($w_i = 0,062$). O LPI foi aplicado em diversos aterros na Índia, país que, assim como o Brasil, tem a matéria orgânica como principal fração dos resíduos gerados. Entende-se, portanto, que os pesos para metais estão majorados, ao passo que os parâmetros que apresentam relação direta com o potencial poluidor da matéria orgânica não recebem, neste índice, a importância devida.

4.5.2 *Novo índice aplicado a aterros brasileiros desativados (IAD)*

A análise dos principais componentes do lixiviado na previsão do comportamento da fração orgânica é condição fundamental para criação de um índice que possa ser aplicado em aterros brasileiros. O elevado número de lixões encerrados sem qualquer monitoramento pós-fechamento e a falta de critérios para estabelecer os riscos e impactos causados pelo transporte do lixiviado, traz uma série de dificuldades ao gerenciamento dessas áreas. Colaboram ainda para esse cenário, a dita falta de recursos e incapacidade técnica dos municípios para colocar em prática os preceitos da Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Conforme apresentado ao longo deste trabalho, através da discussão de resultados do monitoramento de metais pesados, fenóis, cianetos e cloretos no lixiviado de aterros brasileiros desativados, as concentrações desses parâmetros tendem a cair drasticamente com o passar do tempo. Além disso, não há grande influência desses compostos nas águas e solos no entorno dessas áreas de disposição. Com base nessa constatação, entende-se que não seja necessário que os poluentes anteriormente mencionados estejam presentes no cálculo do índice de avaliação do potencial poluidor do lixiviado. Entre outras questões, o número excessivo de componentes a ser analisado no chorume para verificação de seu potencial poluidor se torna absolutamente desnecessário do ponto de vista técnico, além de encarecer de forma substancial o monitoramento.

Em se tratando do lixiviado de aterros brasileiros e com base na discussão relativa aos parâmetros presentes neste líquido (apresentada no item 4.4.1), verifica-se que a análise das concentrações de quatro componentes (pH, DBO, DQO e nitrogênio amoniacal) seria suficiente para avaliação de uma possível ameaça de poluição, possibilitando melhor alocação de recursos para processos de remediação.

Para os quatro parâmetros citados, foram distribuídos pesos a partir da verificação dos potenciais impactos desses componentes ao meio ambiente e à saúde humana (já discutidos ao longo desta tese), além de altíssimos custos no tratamento, como no caso do nitrogênio amoniacal. Sendo assim, entende-se que este parâmetro deverá receber o maior peso entre os quatro escolhidos para compor o índice.

Em relação ao pH, DBO e DQO, optou-se por distribuir os mesmos pesos para os três parâmetros, ambos menores que àquele sugerido para o nitrogênio amoniacal, que conforme justificado ao longo do texto, expressa a maior preocupação quando da análise de áreas de disposição de resíduos desativadas.

Entende-se que para uma primeira análise, logo após o encerramento de um lixão ou aterro sanitário, seria importante avaliar uma gama maior de poluentes presentes no chorume, apenas para verificar se o comportamento dessa área está de acordo com o previsto (baixas concentrações de metais, por exemplo) e dentro dos limites estabelecidos nas normas vigentes no que diz respeito ao padrão de lançamento do lixiviado. Estando dentro do esperado, o monitoramento poderia ser continuado apenas com a avaliação dos parâmetros mais relevantes apresentados na Tabela 4.19, que receberam pesos para o cálculo do índice de avaliação de aterros desativados (IAD). Pesos estes que são justificados de forma qualitativa ao longo da tese, com base nas características do resíduo aterrado (em sua maioria matéria orgânica), dificuldade e altos custos no tratamento de determinado composto (como é o caso do nitrogênio amoniacal) e ainda os impactos desses contaminantes no meio ambiente e na saúde humana.

Tabela 4.19. Pesos dos poluentes do índice de avaliação de aterros desativados (IAD).

POLUENTE	PESO (w_i)
pH	0,15
DBO	0,15
DQO	0,15
NITROGÊNIO AMONIACAL	0,55
TOTAL	1

Apesar da necessidade de criação de um novo índice, em que os pesos e a importância individual de cada parâmetro fossem alterados para a realidade dos aterros

brasileiros, as curvas apresentadas por KUMAR e ALAPPAT (2005) (Figura 4.52) são úteis para determinação dos subíndices dos componentes analisados.

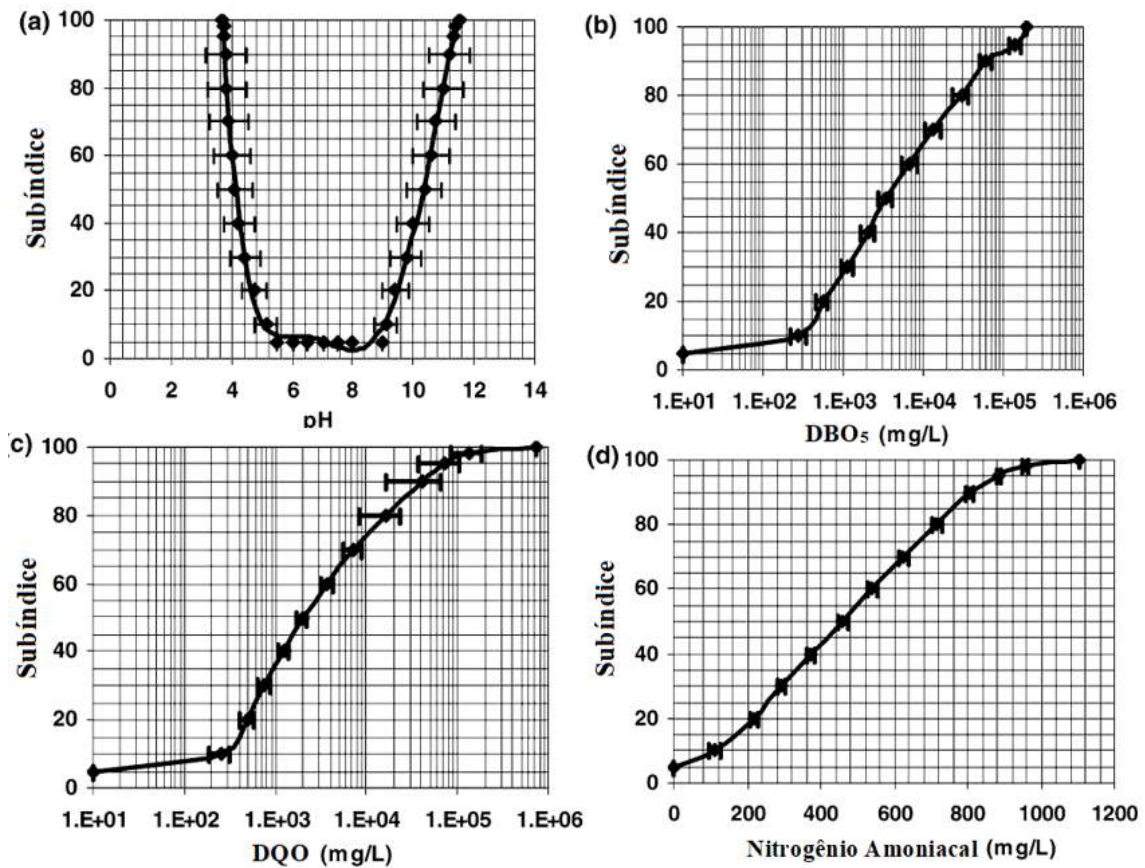


Figura 4.52. Curvas de subíndice do (a) pH, (b), DBO, DQO e nitrogênio amoniacal (KUMAR e ALAPPAT, 2005).

Dessa forma, o IAD pode ser calculado o usando a equação 4.1:

$$IAD = \sum_{i=1}^n w_i p_i \quad \sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (4.1)$$

onde:

- *IAD* - índice de aterros desativados;
- w_i - peso do parâmetro avaliado;
- p_i - pontuação do subíndice do parâmetro avaliado;
- n - número de variáveis poluentes do lixiviado usadas no cálculo do IAD.

O procedimento de cálculo do IAD para o lixiviado deve garantir as três etapas a seguir:

- 1- Análise dos 4 parâmetros (pH, DBO, DQO e nitrogênio amoniacal).
- 2- Determinação dos valores de subíndice ' p_i ' a partir das curvas apresentadas por KUMAR e ALAPPAT (2005) com base na concentração dos poluentes do lixiviado (Figura 4.47).
- 3- Agregação de valores de subíndice ' p_i ' obtidos para os parâmetros, multiplicados pelos respectivos pesos ' w_i ' atribuídos a cada parâmetro. A soma ponderada de todos os parâmetros indica o IAD.

Assim como o LPI, o IAD é representado por um número que varia de 5 a 100 (como um grau), expressando o potencial global de contaminação do lixiviado de um aterro com base nos parâmetros definidos. É um índice de escala crescente, em que um valor maior indica elevado potencial de contaminação do lixiviado.

4.5.3 Aplicação do IAD no aterro Morro do Céu para validação da metodologia (IAD)

Conforme apresentado no item 4.1.5, o valor do LPI foi calculado para o lixiviado do aterro Morro do Céu a partir da metodologia proposta por KUMAR e ALAPPAT (2003), com pesos distribuídos em 12 parâmetros.

A seguir, os cálculos serão refeitos com os pesos proporcionais à importância da fração orgânica nos aterros brasileiros, levando em consideração pH, DBO, DQO e nitrogênio amoniacal.

Neste novo cálculo, portanto, serão desconsideradas as contribuições dos metais pesados, cloretos, SDT e outros, que, conforme análise realizada neste trabalho, demonstraram não influenciar diretamente na contaminação das águas e solos no entorno dos aterros. Para os parâmetros escolhidos, novos pesos foram distribuídos em função de sua importância.

Na Tabela 4.20, estão apresentados os resultados para cada parâmetro ao longo do monitoramento e na Tabela 4.21 estão os valores de LPI e IAD, com os novos pesos estabelecidos.

Ao analisar a Tabela 4.21 é possível constatar que calculando o IAD a partir do lixiviado do Morro do Céu, validando a metodologia proposta para aterros brasileiros, os valores sofrem alterações relevantes. Em alguns anos como 2004 (LPI=17,68; IAD=62,70) e 2006 (LPI=17,94; IAD=64,55), o potencial poluidor do Morro do Céu calculado com novos parâmetros e pesos chega perto de quaduplicar, quando comparado ao LPI no mesmo ano.

Na Figura 4.53 é possível comparar o comportamento das duas curvas: LPI e IAD.

Tabela 4.20. Média dos resultados dos parâmetros analisados no lixiviado Morro do Céu ao longo do monitoramento.

	Parâmetros	2004	2005	2006	2007	2008	2010	2011	2012	2013	2017
1	pH	7,960	7,960	7,830	7,680	7,610	7,670	7,720	7,790	7,680	8,710
2	DBO (mg/L)	568,940	428,080	382,440	210,530	296,600	195,000	182,000	163,900	350,250	255,900
3	DQO (mg/L)	2.101,630	1876,250	2.166,330	1.684,080	1.580,000	1.020,000	1.276,100	969,270	2.051,500	990,000
4	NH ₄ (mg/L)	855,440	795,500	975,330	846,220	927,000	723,100	492,870	788,090	841,600	706,200

Tabela 4.21. Comparação entre os valores de LPI e IEA a cada ano do monitoramento.

Parâmetros	Peso (wi)	2004		2005		2006		2007		2008		2010		2011		2012		2013		2017	
		pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi	pi	pi*wi
pH	0,15	5	0,75	5	0,75	5	0,75	5	0,75	5	0,75	5	0,75	5	0,75	5	0,75	5	0,75	5	0,75
DBO	0,15	20	3,00	15	2,25	13	1,95	10	1,50	10	1,50	9	1,35	9	1,35	9	1,35	12	1,80	10	1,50
DQO	0,15	52	7,80	46	6,90	53	7,95	45	6,75	41	6,15	35	5,25	37	5,55	35	5,25	51	7,65	35	5,25
NH ₄	0,55	93	51,15	89	48,95	98	53,90	93	51,15	97	53,35	83	45,65	49	26,95	88	48,40	92	50,60	79	43,45
LPI	12 parâmetros (pesos propostos por Kumar e Alappat, 2005)	17,68		17,24		17,94		16,39		16,07		14,29		11,64		14,4		16,45		15,62	
IEA	4 parâmetros (novos pesos)	62,70		58,85		64,55		60,15		61,75		53,00		34,60		55,75		60,80		50,95	

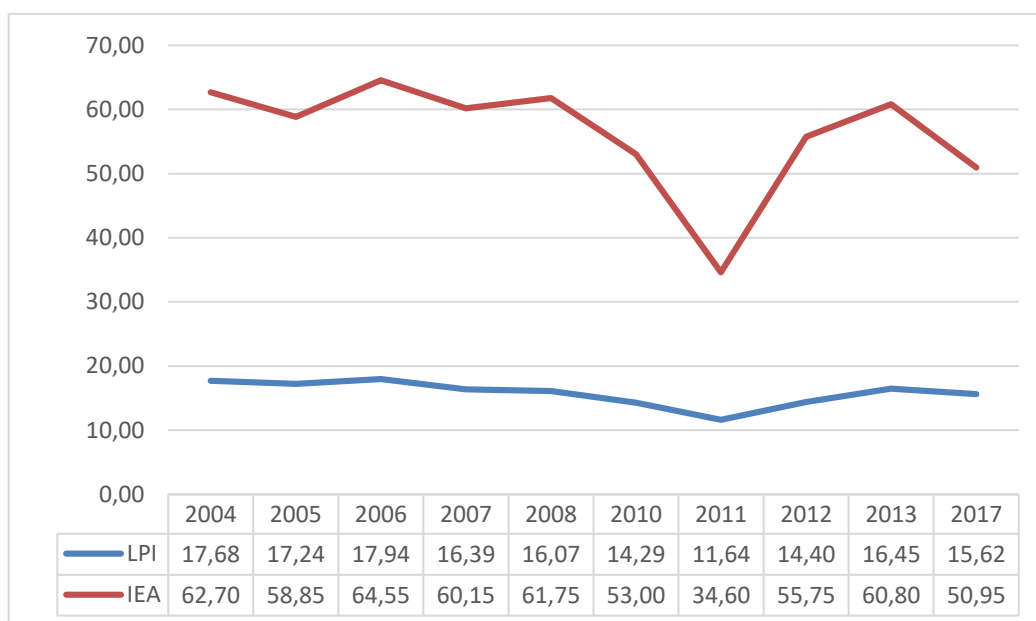


Figura 4.53. Comparação entre as curvas LPI e IAD calculadas para o lixiviado do Morro do Céu.

Caso o IAD fosse aplicado também nos aterros desativados estudados por KUMAR e ALAPPAT (2005) em Hong Kong e por UMAR *et al.* (2010) na Malásia, os resultados desses índices também seriam bastante diferentes.

No caso do primeiro estudo citado, os valores de LPI foram de 45,01 para o aterro *Ma Tso Lung* (MTL) e 15,97 para o aterro *Nagu Chi Wan* (NCW). Caso o IAD fosse aplicado a esses aterros, os valores subiriam para 81,25 e 52,90, respectivamente. No aterro avaliado por UMAR *et al.* (2010), o valor do índice aumentaria 46% caso fosse calculado a partir dos parâmetros e pesos sugeridos no IAD.

Os resultados encontrados para o IAD sugerem que o potencial poluidor do lixiviado é muito maior quando se leva em consideração os parâmetros que, de fato, contribuem para a atividade prolongada dos aterros.

Diante do exposto por SHINZATO (2014), em que uma metodologia bastante onerosa foi utilizada para avaliar o potencial remanescente de contaminação em um lixão desativado no estado de São Paulo, o IAD poderia auxiliar na primeira fase dos projetos de encerramento e recuperação de aterros a baixos custos. A aplicação desse índice nas áreas de disposição de resíduos desativadas no Brasil pode servir como uma ferramenta para priorizar os processos de remediação, avaliando, portanto, quais áreas deveriam sofrer intervenção imediata.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O presente estudo teve como objetivo geral propor um índice de avaliação para aterros de resíduos desativados. Avaliou-se, portanto, o potencial poluidor dos compostos presentes no efluente de um aterro desativado, através de sua caracterização em pontos no entorno e na própria área de disposição, durante um longo período de monitoramento. A partir do estudo de diferentes índices existentes para avaliar as emissões e através de um levantamento de dados gerados a partir do monitoramento de outras áreas de disposição, verificou-se que os pesos e importância dados a certos parâmetros do lixiviado não são relevantes para aterros brasileiros, nos quais a presença de matéria orgânica é elevada. Posto isso, serão apresentadas algumas considerações finais e as principais conclusões obtidas neste estudo:

- Caracterização do lixiviado do Morro do Céu

Com o passar dos anos, a DBO e a DQO apresentaram queda e o pH aumentou. Concentrações de fenóis e cianetos estavam acima dos limites para lançamento de efluente em corpos hídricos no início do monitoramento, mas ao longo do tempo sofreram uma queda drástica. As concentrações dos metais pesados estão abaixo dos valores orientadores, enquanto o nitrogênio amoniacal apresenta-se muito acima dos padrões estabelecidos pela legislação vigente, não apenas no lixiviado, mas também nas águas superficiais e subterrâneas a jusante do aterro.

- Qualidade das águas superficiais e subterrâneas no entorno do Morro do Céu

Em relação às águas superficiais, os valores de DBO e DQO apresentaram-se muito altos, e o oxigênio dissolvido em um dos pontos analisados está abaixo do ideal para essa classe de rio, que significa uma elevada carga orgânica dissolvida.

O maior problema verificado foi o elevado teor de nitrogênio amoniacal nas águas superficiais e amônia não-ionizável nas águas subterrâneas, que pode causar sérias consequências ao ecossistema aquático e impactos à saúde humana no caso de exposição prolongada ao poluente.

- Índices de contaminação de águas e solos no entorno do Morro do Céu

Os índices HPI e MI calculados para classificar a qualidade das águas superficiais em relação aos metais pesados confirmaram que, apesar de no início do monitoramento ser verificado grande influência desses elementos, após a desativação do

aterro parece não estar havendo contaminação a partir desses compostos. Nas águas subterrâneas os valores de HPI e MI são altos pelo fato dos elementos ferro e manganês se apresentarem em altas concentrações. Porém, como nos solos brasileiros esses metais já ocorrem de maneira natural, entende-se que não seja o lixiviado que esteja impactando diretamente nas águas, neste caso.

Através do IGEO e PI foi possível verificar o grau de contaminação dos solos e sedimentos no entorno do aterro em termos de metais pesados. Para todos os elementos, com exceção do Zn no ponto *rio*, não detectou-se poluição.

- Influência da matéria orgânica no potencial poluidor do lixiviado

Com base na caracterização do lixiviado do Morro do Céu e na avaliação de dezenas de estudos realizados em outras áreas de disposição de resíduos no Brasil, conclui-se que os compostos como fenóis, cianetos e metais pesados pouco influenciam no potencial poluidor de aterros de resíduos encerrados. Cloretos, Sólidos Dissolvidos Totais, NKT e coliformes nem sequer são mencionados na resolução CONAMA 430/2011, relativa ao padrão de lançamento de efluentes. Isso significa que não há restrição a esses parâmetros, podendo haver, por garantia, um controle de suas concentrações nas águas superficiais e subterrâneas. A matéria orgânica é a principal responsável pelo prolongamento da atividade de um aterro, o que fez com que a DBO, DQO e nitrogênio amoniacal tenham sido escolhidos como alguns dos principais parâmetros para composição de um índice de avaliação de encerramento de aterros ao lado do pH.

- Análise estatística dos resultados do monitoramento do chorume

As análises estatísticas auxiliaram no entendimento da importância dos parâmetros presentes no lixiviado. Foi possível concluir que a maioria dos metais apresenta alta correlação positiva, indicando que os mesmos possam ser provenientes de uma mesma fonte. Além disso, através da análise de componentes principais, verifica-se que a DBO, DQO e pH aparecem como variáveis importantes, apresentando alta influência em todo conjunto dos dados. Já através dos dendogramas, foi possível demonstrar que há grupos de similaridades diferentes no que diz respeito à forma de operação do aterro. Os dados referentes ao monitoramento nos primeiros anos (2004, 2005, 2006 e 2007), sob forma de lixão, apresentaram similaridade. Já as amostras monitoradas a partir de 2007 se encontraram em outro grupo, corroborando com o fato

de que, nessa época, a forma de operação no aterro mudou. No dendograma relativo às variáveis monitoradas foi possível observar a presença de dois grupos distintos. Em um deles, notou-se a forte similaridade entre o pH e a relação DBO/DQO, indicando que o comportamento da amostra como um todo foi influenciada pela ação associação desses dois parâmetros.

- Proposta e aplicação do índice de avaliação de aterros de resíduos desativados a partir do potencial poluidor do lixiviado (IAD)

A partir da aplicação do LPI em aterros brasileiros, verificou-se que os pesos dados aos componentes do lixiviado não eram adequados, considerando os poluentes e sua dinâmica, assim como a legislação vigente e seu impacto nas águas e solo. A proposta do IAD foi feita no sentido de considerar as condições do país e o lixo produzido e aterrado. A análise de 18 poluentes no lixiviado dos aterros, como previsto por KUMAR E ALAPPAT (2003), acarretaria em altos custos para os municípios que desejam monitorar essas áreas, além de não ser tecnicamente necessário. Dado o elevado número de lixões ainda existentes no Brasil e a dita escassez de recursos para o gerenciamento do aterro pós-encerramento, entende-se que a avaliação de 4 parâmetros (pH, DBO, DQO e nitrogênio amoniacal) seria suficiente para detectar uma possível ameaça de poluição através do transporte do lixiviado, possibilitando melhor alocação de recursos para os processos de remediação. Os pesos para cada parâmetro foram sugeridos de acordo com a verificação dos potenciais impactos desses componentes ao meio ambiente e à saúde humana, além dos custos com tratamento.

Acredita-se que, para uma primeira análise, logo após o encerramento de um lixão ou aterro sanitário, seria importante avaliar uma gama maior de parâmetros, apenas para verificar se o comportamento dessa área está de acordo com o previsto (baixas concentrações de metais, por exemplo). Estando dentro do esperado, o monitoramento poderia ser continuado apenas com a avaliação dos parâmetros mais relevantes, já apontados neste trabalho.

- Utilização do aterro Morro do Céu para validar a metodologia IAD

Ao aplicar o IAD para o aterro Morro do Céu, validando a metodologia proposta para aterros brasileiros, os valores sofrem alterações relevantes. Em alguns anos, como nos anos de 2004 (LPI=17,68; IAD=62,70) e 2006 (LPI=17,94; IAD=64,55), o potencial poluidor do lixiviado calculado com os novos pesos e parâmetros chega perto

de quadruplicar, quando comparado ao LPI no mesmo ano. Essa metodologia poderia ser aplicada em outros aterros de resíduos desativados em todo Brasil, já que o resíduo orgânico é o mais gerado em todo país.

- Falta de políticas públicas e incentivo à compostagem

Esta pesquisa visa contribuir com a geração de dados e sugestão de critérios para dar suporte à gestão pública dos resíduos sólidos, principalmente no que diz respeito aos cuidados necessários na fase pós-encerramento. Porém, para que o país avance, de fato, no gerenciamento de resíduos, é necessário investir no seu tratamento antes de chegar ao aterro. O maior problema enfrentado, hoje, no Brasil, é a dificuldade de gerenciar e tratar os efluentes gerados nos aterros sanitários e lixões, devido ao alto potencial poluidor por conta do volume de matéria orgânica aterrado. A disposição desse material gera, para a maioria dos municípios, despesas que poderiam ser evitadas caso essa fração fosse separada na fonte e tratada em domicílio ou encaminhada para um tratamento específico, por exemplo, via compostagem.

A partir das informações apresentadas nesta tese, recomenda-se como sugestão para continuidade desta pesquisa os seguintes tópicos:

- Realização de modelagem numérica para avaliação do transporte dos contaminantes presentes no chorume tanto no solo como nas águas subterrâneas, a fim de detectar o alcance das plumas de contaminação;
- Avaliação dos reais impactos à saúde pública provocados por lixiviado de aterros desativados, considerando a contaminação do solo, águas superficiais e subterrâneas no entorno desses locais;
- Avaliação das séries temporais dos componentes analisados no chorume de forma que seja possível um embasamento quantitativo dos pesos distribuídos, calcado em uma análise estatística mais detalhada;
- Monitoramento de outros depósitos de resíduos desativados e aplicação do IEA para avaliação do potencial poluidor do chorume e validação da metodologia em outros aterros além do Morro do Céu.

REFERÊNCIAS

ABDEL-SATAR, A. M. *et al.*, Indices of water quality and metal pollution of Nile River, Egypt. **Egyptian Journal of Aquatic Research**. v. 43, p. 21-29, 2017.

ABETRE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS. **Estudo sobre os aspectos econômicos e financeiros da implantação e operação de aterros sanitários**. Fundação Getúlio Vargas. São Paulo. 2011. Disponível em: <<http://www.abetre.org.br/estudos-e-publicacoes/publicacoes/publicacoes-abetre/FGV%20-%20Aterros%20Sanitarios%20-%20Estudo.pdf>>. Acesso em: 05 nov. 2016.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9.897/1987. Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, 1987.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9.898/1987. Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, 1987.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8.419/1992. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - Procedimento**. Rio de Janeiro, 1992.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.896/1997. Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004/2004. Resíduos Sólidos: Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. Edição 2015. São Paulo. 2015. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2016.

ACCURIO, G. *et al.* **Diagnóstico de La Situación del Manejo de Residuos Sólidos Municipales en América Latina y El Caribe**. Organización Panamericana de la Salud/Organización Mundial de La Salud, Serie Ambiental nº 18. Washington, DC: Organización Panamericana de la Salud/Organización Mundial de La Salud, 1998.

AIMAN, U. *et al.* Enrichment, geo-accumulation and risk surveillance of toxic metals for different environmental compartments from Mehmood Booti dumping site, Lahore city, Pakistan. **Chemosphere**, v. 144, p. 2229–2237, 2016.

AKOBUNDO, A. N.; NWANKWOALA, H. O. Evaluation of Heavy Metal in Soils From Enyimba Dumpsite in Aba, Southeastern Nigeria Using Contamination Factor and Geo-Accumulation Index. **Energy and Environment Research**; v. 3, n. 1, p. 124-134, 2013.

ALABURDA, J.; NISHAHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Rev. Saúde Pública**. v. 32, p. 160-165, 1998.

ALCÂNTARA, J. O. A. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e caracterização química do solo de áreas de disposição final do município de Cáceres-MT**. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado de Mato Grosso. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. 89 p., 2010.

ALVES, S. D. **Estudo comparativo da sensibilidade de dois organismos expostos a efluentes líquidos**. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 156 p., 2010.

ALVES, C. F. C. **Geoquímica das águas subterrâneas de um aterro de resíduos sólidos em Araras, SP**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 126 p., 2012.

ANDERSSON S.; NILSSON S. I. Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a more humus. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 33, p. 1181-1191, 2001.

ANDRADE, J. C. M. **Fitotransporte de metais em espécies arbóreas e arbustivas em aterro de resíduos sólidos urbanos**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 263 p., 2005.

ANJOS, L. A.; FERREIRA, J. A. A avaliação da carga fisiológica de trabalho na legislação brasileira deve ser revista! O caso da coleta de lixo domiciliar. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 16, p. 785-790, 1995.

BALAKRISHNANT, A.; RAMU, A. Evaluation of Heavy Metal Pollution Index (HPI) of Groundwater in and around the Coastal Area of Gulf of Mannar Biosphere and Palk Strait. **Journal of Advanced Chemical Sciences**. v. 3, p. 331-333, 2016.

BARBIERI, M. The Importance of Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo) to Evaluate the Soil Contamination. **Geology & Geophysics**. v. 5, 2016.

BARBIERI, M. *et al.* Soil control of trace metals concentrations in landfills: a case study of the largest landfill in Europe, Malagrotta, Rome. **Journal of Geochemical Exploration**, 2014.

BARDOS, P. Composting of mechanically segregated fractions of municipal solid waste – a review. **Sita Environmental Trust**, Falfield, 2004.

BARLAZ, M. A.; HAM, R. K. Leachate and gas generation. Editado por DANIEL, E.D., Geotechnical practice for waste disposal, London, 1993 Disponível em: <http://www.academia.edu/509830/Geotechnical_practice_for_waste_disposal>. Acesso em: 15 jan. 2016.

BARLAZ, M. A. *et al.* Critical Evaluation of Factors Required To Terminate the Postclosure Monitoring Period at Solid Waste Landfills. **Environmental Science Technology**, v. 36, p. 3457-3464, 2002.

BEAULIEU, M. The use of risk assessment and risk management in the revitalization of brownfields in North America: a controlled opening. **Contaminated soil'98**, Edimburgo, v.1, p. 51-59, 1998.

BENVENUTO, C.; CUNHA, M. A. **Escorregamento em massa de lixo no aterro sanitário Bandeirantes em São Paulo, SP**. Anais do II Simpósio sobre Barragens de Rejeitos e Disposição de Resíduos. v. 2, p. 55-66, 1991.

BENVENUTO, C.; CIPRIANO, M. A. Modelo Reológico de Comportamento de Resíduos e Aterros Sanitários, Segundo Critérios de Projeto e Operação Atuais no Brasil. **Revista Limpeza Pública**, n. 74, p. 42–47, 2010. Disponível em: <http://www.geotech.srv.br/imagens/noticia_artigo_tecnico_2.pdf>. Acessado em 05 abr. 2017.

BERNARDES JÚNIOR, *et al.* **Aspectos Tecnológicos de Projetos de Aterros de Resíduos Sólidos**, RESID - Seminário sobre resíduos sólidos. Anais. São Paulo: ABGE, p. 51-68, 1999.

BHALLA, B.; SAINI, M. S.; JHA, M. K.; Leachate contamination potencial of unlined municipal solid waste landfill sites by leachate pollution index. **International Journal of Science, Environment and Technology**, v. 3, n. 2, p. 444-457, 2014.

BHATT, A. H. *et al.* Estimating landfill leachate BOD and COD based on rainfall, ambient temperature, and waste composition: Exploration of a MARS statistical approach. **Environmental Technology & Innovation** v. 8, p. 1–16, 2017.

BNDES - BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL, 2015. **Estimativa de investimentos em aterros sanitários para atendimento de metas estabelecidas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos entre 2015 e 2019.** Disponível em: <https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/3041/1/Estimativa%20de%20investimentos%20em%20aterros%20sanitarios_P.pdf> Acesso em: 05 Nov. 2016

BOERBOOM, A. A. M. *et al.* **Risk assessment methodology for after-care of landfills based on the probabilistic approach.** Proceedings of Sardinia, Ninth International Landfill Symposium, 2003.

BORGES, M.E.E. **Variação Temporal do Chorume e da Água do Ribeirão Borba Gato na Área de Influência do Aterro de Resíduos Urbanos de Maringá.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Química. Universidade Estadual de Maringá, Paraná. 178 p., 2006.

BRASIL. **Lei n. 12.305, de 02 de Agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 02 out. 2015.

BRASIL. **Lei n. 11.079, de 30 de Dezembro de 2004, que institui normas gerais para licitação e contratação de parceria público-privada no âmbito da administração pública.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/lei/111079.htm>. Acesso em: 28 out. 2015.

BRASIL. **Lei n. 6.938, de 31 de Agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm>. Acesso em: 02 nov. 2016.

BRASIL. **Lei n. 9.605, de 12 de Fevereiro de 1998, que Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm>. Acesso em: 29 out. 2016.

CACHADA, A. *et al.* Levels, sources and potential human health risks of organic pollutants in urban soils, **Sci. Total Environ.**, v. 430, p. 184– 192, 2012.

CAMPOS, J. C. *et al.* **Tratamento do Chorume do Aterro Sanitário de Pirai (RJ) Utilizando Wetlands**. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Vitória-ES, 2002.

CANO, V. **Estratégias de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com foco na matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo. 152 p., 2014.

CANTANHEDE, A. **Experiences from the PanAmerican Centre of Sanitary Engineering and Environmental Sciences – Difficulties and possibilities**. Latin American-Swedish Seminar on Solid Waste Management, Proceedings, Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental/LundUniversity. p. 163-168, 1997.

CARDOSO, L. M. N; CHASIN, A. A. M. Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos. **Cadernos de Referencia Ambiental**. Governo do Estado da Bahia, Salvador, v. 6, p. 122, 2001.

CARVALHO, M. F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Carlos. 300 p., 1999.

CASTRO, M. C. A. **Avaliação de um Sistema Australiano de Lagoas no Tratamento Conjunto de Esgoto Sanitário e Líquidos Percolados Gerados em Aterro Sanitário**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Carlos, 278 p., 2001.

CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um Aterro Sanitário Experimental: Avaliação da Influência do Projeto, Construção e Operação**. Belo Horizonte, 2008. Disponível em <<http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/handle/1843/FRPC-7NXGDZ>>. Acesso em: 11 de fev. 2017.

CEPOLLINA, M. *et al.* **Monitoramento em aterros sanitários durante a operação: desempenho mecânico e ambiental**. Seminário sobre resíduos sólidos, ABGE. São Paulo, 2004.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo, 2001. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/manual-de-gerenciamento-de-ACs/7>>. Acesso em: 05 ago. 2015.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Decisão de Diretoria Nº 045/2014/E/C/I, 20 DE FEVEREIRO DE 2014. **Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**, em substituição aos Valores Orientadores de 2005 e dá outras providências. Disponível em: < http://sites.usp.br/sef/wp-content/uploads/sites/52/2015/03/47CETESB2014_Valores_Orientadores_solo_agua.pdf >. Acesso em: 05 Jan.2017.

CHEN, P. H. Assessment of leachates from sanitary landfills: impact of age, rainfall, and treatment. **Environment International**. v. 2, p. 225-237, 1996.

CHU, L. M.; CHEUNG, K. O.; WONG, M. H. Variations in the chemical properties of landfill leachate. **Environmental Management**. v. 18, No. 1, pp. 105-117, 1994.

CHRISTENSEN, J. B. *et al.* Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied geochemistry**, v. 16, n. 7, p. 659-718, 2001.

CLIN - COMPANHIA DE LIMPEZA URBANA DE NITERÓI. Niterói, 2013. Disponível em: <www.clin.rj.gov.br>. Acesso em: 06 set. 2015.

CLÉMENT, B.; MERLIN, G. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. **Science of the Total Environment**. v. 170, n. 1-2, p. 71-79, 1995.

CNM. Confederação Nacional de Municípios, 2012. Disponível em: <<http://www.cnm.org.br/>>. Acesso em: 06 nov. 2016.

COELHO, D.C.L. **Atributos químicos de um argissolo e produção de capim elefante decorrentes da aplicação de percolado de aterro sanitário**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Semi-árido. Mossoró, Rio Grande do Norte. 101 p., 2013.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução N. 357, de 17 de Março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459> >. Acesso em: 28 out. 2015.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução N. 420, de 28 de Dezembro de 2009, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de**

qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 28 out. 2015.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução N. 430, de 13 de Maio de 2011, complementa e altera a Resolução N. 357/2005** sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 02 nov. 2016.

CONEMA – CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE DO RIO DE JANEIRO. **Resolução N. 44, de 11 de Dezembro de 2012**, que dispõe sobre a obrigatoriedade da identificação de eventual contaminação ambiental do solo e das águas subterrâneas por agentes químicos, no processo de licenciamento ambiental estadual. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=249192>>. Acesso em: 02 nov. 2016.

COPPETEC – Relatórios do Projeto PEC 5556, relativo ao Monitoramento de Gases e Análises Laboratoriais de Efluentes Líquidos do Aterro Municipal Morro do Céu. Anos: 2004 a 2013.

CORREA, C. R. *et al.* Landfills as risk factors for respiratory diseases in children. **Jornal de Pediatria**, v. 87, p. 319-324, 2011.

COSSU, R. Groundwater contamination from landfill leachate: When appearances are deceiving! **Waste Management**, v. 33, p. 1793–1794, 2013.

COZZARELI *et al.* Biogeochemical Evolution of a Landfill Leachate Plume, Norman, Oklahoma. **Ground water**. v. 49, n. 5, p. 663-687, 2011.

DAVOLI, E. *et al.* Fattore, E., Paiano, V., Colombo, A., Palmiotto, M., Rossi, A. N. *et al.* (2010). Waste management health risk assessment: a case study of a solid waste landfill in South Italy. **Waste Management**, 30(8-9), 1608-1613.

DIAZ, L. F.; SAVAGE, G. M. & EGGERTH, L. L., 1997. Managing solid wastes in developing countries. **Wastes Management**, 10:43-45, 1997.

Diretiva da União Europeia (1975/31/CE) de **15 de Julho de 1975, relativa aos resíduos**. Disponível: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A31975L0442>>. Acesso em: 05 Set. 2016.

Diretiva da União Europeia (1999/31/CE) **de 26 de Abril de 1999, relativa à deposição de resíduos em aterros**. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=celex%3A31999L0031>. Acesso em: 05 Set. 2016.

Diretiva da União Europeia (2006/12/CE) **de 5 de Abril de 2006, relativa aos resíduos**. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX:32006L0012>. Acesso em: 05 Set. 2016.

Diretiva da União Europeia (2008/98/CE) **de 19 de Novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas**. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=celex%3A32008L0098>. Acesso em: 05 Set. 2016.

EDET, A.E.; OFFIONG, O.E. Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria). **GeoJournal** v.5, p. 295–304, 2002.

EEA - EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. **Managing municipal solid waste – a review of achievements in 32 European countries**. 2013. Disponível em <http://www.eea.europa.eu/publications/managing-municipal-solid-waste>. Acesso em: 31 out. 2015.

EGREJA FILHO, F. B. *et al.* Avaliação Quimiométrica da Distribuição de Metais Pesados em Compostos de Resíduo Urbano Domiciliar. **Química Nova**. v. 22, n. 3, p. 324-328, 1999.

EHRIG, H. J. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. **Waste Management and Research**, v. 1, n. 1, p. 53-58, 1983.

EID, H. T. *et al.* Municipal solid waste failure. I: Waste and foundation soil properties. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. v. 126, p. 397-407, 2000.

EL-FADEL, M.; A. N. FINDIKAKIS; J. O. LECKIE. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. **Journal of Environmental Management**. v. 50, p. 1-25, 1997.

EPA – United States Environmental Protection Agency. **Solid Waste Disposal Act**. 1965. Disponível em: <https://www.epa.gov/hwgenerators/resource-conservation-and-recovery-act-rcra-orientation-manual> Acesso em: 28 Jul. 2016.

EPA- United States Environmental Protection Agency, RCRA - **Resource conservation and recovery act**. 1976. Disponível em: <https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-resource-conservation-and-recovery-act> Acesso em: 28 Jul. 2016.

EPA – United States Environmental Protection Agency, ***Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*** (CERCLA, 1980). Disponível em: < <https://www.epa.gov/enforcement/comprehensive-environmental-response-compensation-and-liability-act-cercla-and-federal> > Acesso em: 28 Jul. 2016.

ESTEVES, F. A. de. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência, 1988. 575 p.

FAIZ Y. *et al.* Road dust pollution of Cd, Cu, NI, Pb and Zn along Islamabad Expressway Pakistan. **Microchem. J.**, v. 92, p. 186–192, 2009.

FARQUHAR, G. J.; F. A. ROVERS. Gas production during refuse decomposition. **Water, Air, & Soil Pollution**. v. 2, p. 483-495, 1973.

FERREIRA, J. A. **Lixo Hospitalar e Domiciliar: Semelhanças e Diferenças – Estudo de Caso no Município do Rio de Janeiro**. Tese de Doutorado. Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro. p. 218, 1997.

FERREIRA, J. G. **Avaliação de parâmetros ambientais em aterros sanitários - estudo de caso**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Taubaté, São Paulo. 78 p., 2006.

FERREIRA, A.G. **Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos – SP por meio da caracterização físico-química**. Dissertação. Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo, São Carlos/SP. 134 pag. 2010

FEUILLADE, M.; DUFOUR, P.; FEUILLADE, J. Organic carbon release by phytoplankton and bacterial reassimilation. **Swiss Journal of Hydrology**, v. 50, n. 2, p. 115-135, 1988.

FLERCK, E. **Sistema Integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 323, 2003.

FIUZA et al. Monitoramento do chorume do Aterro Centro de Salvador. Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 27, 2000.

FORTUNATO, J.M. **Comportamento dos íons chumbo, cobre, níquel e zinco em área de manguezal associado a antigo lixão no município de Santos-SP**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo. 75p., 2009.

FRANÇA, M. L. S. **Estudo dos impactos ambientais gerados pelo chorume do aterro controlado de Morretes-PR**. Universidade Positivo, Curitiba, Paraná. 124 p., 2007.

GIBBONS, R.D. *et al.* Longitudinal data analysis in support of functional stability concepts for leachate management at closed municipal landfills. **Waste Management**, 2014.

GIUSTI L. A review of waste management practices and their impact on human health. **Waste Management**, v. 29, p. 2227-39, 2009.

GOHER, M.E. *et al.* Evaluation of surface water quality and heavy metal indices of Ismailia Canal, Nile River, Egypt. **Egyptian Journal of Aquatic Research**. v.40, p. 225-233, 2014.

GOLDBERG, M.S. *et al.* Risks of developing cancer relative to living near a municipal solid waste landfill site in Montreal, Quebec, Canada. **Arch of Environ Health**. v. 54, p. 291-6, 1999.

GOMES, T. L.; SILVA, C. E. Avaliação quali-quantitativa do percolado gerado no Aterro da Caturrita em Santa Maria – RS. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, v. 3, 2005.

GONÇALVES, C. *et al.* Comparação entre níveis de nitrogênio amoniacal e amônia não-ionizável em amostras de água subterrânea, 20011. II CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/viewFile/28098/18222>>. Consulta em: 05 Jul. 2017.

GOUVEIA, N.; PRADO, R. R. Riscos à saúde em áreas próximas a aterros de resíduos sólidos urbanos. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 44, n. 5, p. 859-866, 2010.

HARMSSEN, J. Identification of Organic Compounds in Leachate from a Waste Tip, **Water Research**, V. 17, No. 6, p. 699-705, 1983.

HEANEY, C. D. *et al.* Relation between malodor, ambient hydrogen sulfide, and health in a community bordering a landfill. **Environmental Research**, v.111, p. 847-852, 2011.

HELLER, L.; CATAPRETA, C.A. **Incidência de doenças respiratórias em residentes no entorno do aterro sanitário de Belo Horizonte/MG**. AIDIS; Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Saneamento Ambiental: Ética e Responsabilidade Social. Joinville, p.1-23. 2003.

HOUK, V.S. The genotoxicity of industrial wastes and effluents: a review. **Mutat Res.** v. 277, p. 91-138, 1992.

HOWARD, J. Nuisance flies around a landfill: patterns of abundance and distribution. **Waste Management and Research**, v.19, p. 308-313, 2001.

IACONI, C. D.; RAMADORI R.; LOPEZ, A. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. **Biochem Eng Journal**. v.31, p.118–124, 2006.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2008**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Rio de Janeiro. 219 p. 2008. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 10 Out. 2013.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2015. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=510340>> Acesso em: 11 ago. 2016.

INEA - INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE, 2013. Disponível em: <www.inea.rj.gov.br>. Acesso em: 10 Out. 2013.

IPT – INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS, 2016. **IPT apresenta dados inéditos sobre áreas contaminadas no Brasil**. Disponível em: <<http://www.revistatae.com.br/9937-noticias>> Acesso em: 02 Nov. 2016.

ISWA - INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION, 2017. **Roteiro para Encerramento de Lixões**. Sumário Executivo. Brasil. 2017. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/iswa_web3.pdf>. Acesso em 10 Ago. 2017.

IWAI, C. K. **Avaliação da qualidade das águas subterrâneas e do solo em áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos em municípios de pequeno porte:**

aterro sanitário em valas. Tese de Doutorado, Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 270, 2012.

JUCÁ, J. F. T. *et al.* **Monitoramento ambiental do aterro de resíduos sólidos da Muribeca.** Anais do 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. São José dos Campos, 1999.

KABATA-PENDIAS, A. Trace elements in soils and plants, 4th ed. CRC Press, 2011.

KAR, D. *et al.* Assessment of heavy metal pollution in surface water. **Int. J. Environ. Sci. Tech.**, v. 5, p. 119-124, 2008.

KEHEW, A. E. **Applied chemical hydrogeology.** Upper Saddle River: Prentice Hall, 2001.

KHATTABI, H.; ALEYA, L.; MANIA, J.; Changes in the quality of landfill leachates from recent and aged municipal solid waste. **Waste Management and Research.** v. 20, p. 357–364, 2002.

KJELDSEN, P. *et al.* Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Environmental Science and Technology.** v. 32, p. 297 – 336, 2002.

KOUZELI-KATSARI, A.; BODOGIANNI A.; CHRITOULAS, D. Prediction of leachate quality from sanitary landfills. **Journal of Environmental Engineering Division.** v.125, p. 950-957, 1999.

KRISHNAMURTHY, M.P.; SIVAPULLAIAH, P.V.; SHAMBAVIKAMATH Leachate Characteristics and Evaluating Leachate Contamination Potential of Landfill Sites Using Leachate Pollution Index. **The Asian Review of Civil Engineering.** v. 4 n. 1, p. 6-13, 2015.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. **Bioresource Technology.** v. 99, n. 13, p. 5981-5985, 2008.

KUMAR D., ALAPPAT B. J. **A technique to quantify landfill leachate pollution. In: Proceedings of the 9th international landfill symposium.** Cagliari, Sardinia, Paper n. 400, 2003.

KUMAR, D.; ALAPPAT, B. J. Evaluating leachate contamination potential of landfill sites using leachate pollution index. **Clean Techn Environ Policy.** v.7, p. 190–197, 2005.

LANER, D. **Understanding and evaluating long-term environmental risks from landfills**. Master Thesis, Vienna University of Technology, Faculty of Civil Engineering, Viena, p. 243, 2011.

LANER, D. *et al.* A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. **Waste Management**. v. 32, p. 498–512, 2012.

LANGE, L.C. *et al.* Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de fenton. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**. v.11, p. 175-183, 2006.

LANZA, V.C.V. **Avaliação da ocorrência de contaminação por lixiviados no depósito de resíduos sólidos urbanos do município de Bugre – MG**. Dissertação. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa/MG. 245 p., 2012.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S. **Avaliação dos Aspectos Sociais, Econômicos e Ambientais Causados pelo Lixão da Cidade de Campina Grande**. IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais, CD-ROM IV. Porto Seguro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

LIMA, A.N. **Análise do Monitoramento da Contaminação Ambiental no Solo do Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos Encerrado de Seropédica**. Dissertação. Mestrado em Saúde Pública. Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro/RJ. 155 p., 2015.

LINS, E. A. M. Proposição e avaliação de um sistema experimental de **processos físicos e químicos para tratamento de lixiviado**. Tese. Doutorado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. 278 p., 2011.

LOBO, E. M. P. S. **Estudo comparativo das características dos líquidos percolados gerados nos aterros metropolitano – PB e no aterro da Muribeca – PE**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. 130 p., 2006.

LOTHE, A.G.; SINHÁ, A.; Development of model for prediction of Leachate Pollution Index (LPI) in absence of leachate parameters. **Waste Management** (2016),

LU, X. *et al.* Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, p. 1058–1062, 2009.

LUDVIGSEN *et al.* Composition and distribution of microbial biomass in a landfill leachate contaminated aquifer. **Microbial Ecol.** v. 37, p. 197-207, 1999.

LUO, X. S. *et al.* Incorporating bioavailability into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils. **Sci Total Environ.** v. 424, p. 88–96, 2012.

MACHADO, V. G. **Determinação do Potencial Tóxico e Genotóxico de Líquido Percolado Gerado em Aterramento Sanitário de Resíduos Sólidos Urbanos.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 160 p., 2005.

MACHADO, S. L. *et al.* Evaluation of the geotechnical properties of MSW in two Brazilian landfills. **Waste Management.** v. 30, p. 2579–2591, 2010.

MAGLIO, I.C. **Gestão Ambiental dos Resíduos Sólidos – O Papel dos Municípios.** 9o Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais, CD-ROM VI. Porto Seguro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

MAHLER, C. F; TAQUETTE, S. R.; ALMEIDA, J.R. **Avaliação da saúde de crianças moradoras no entorno de aterros de resíduos.** Investigação Qualitativa em Engenharia e Tecnologia 4:24-26, 2015. Disponível em: <<http://proceedings.ciaiq.org/index.php/ciaiq2015/article/viewFile/176/172>>. Acesso em: 16 ago. 2016.

MAHMUD, K; HOSSAIN, M. D., SHAMS, S. Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries. **Waste Management.** v. 32, p. 2096-2105, 2012.

MALKOC, S. *et al.* Assessment of the levels of heavy metal pollution in roadside soils of Eskisehir, Turkey. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 29, n. 12, p. 2720–2725, 2010.

MARQUES, R. F. P. V. **Impactos Ambientais da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo e na água superficial em três municípios de Minas Gerais.** Dissertação. Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas. Universidade Federal de Lavras/MG. 95 p., 2011.

MARVALIN, O. *et al.* Coupling of the seasonal patterns of bacterioplankton and phytoplankton in a eutrophic lake. **Can. J. Microbiol.** v. 35, p. 709-712, 1989.

MATTIAS, B. A; NILSSON, P. Seasonal changes of leachate production and quality from test cells. **J. Envir. Eng. Div.** ASSCE, p. 892-900, 1997.

MC BEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. **Solid landfill engineering and design**. Englewood Cliffs, New Jersey, EUA. Prentice – Hall PTR. 521 p., 1995.

MEFFERT, M. E.; OVERBECK, J. Regulation of bacterial growth by algal release products. **Arch. Hydrobiol.** v. 87, p. 118-121, 1979.

MENDONÇA, J. M. S. **Avaliação da Ecotoxicidade de percolados em áreas de disposição de resíduos na Região Metropolitana de Natal/RN**. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 60 p., 2010.

MILIVOJEVIĆ, J. et al. Assessment of Heavy Metal Contamination and Calculation of Its Pollution Index for Uglješnica River, Serbia. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. p. 737–742, 2016.

MIRANDA, V. F. **Avaliação da toxicidade de líquidos percolados gerados no aterro controlado de Pau Queimado (Município de Piracicaba, SP) para organismos aquáticos**. Dissertação de Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental. Universidade de São Paulo, São Carlos. 139 p., 2005.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2011. Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso 10 out. 2013.

MOHAN, S.V.; NITHILA, P.; REDDY, S.J. Estimation of heavy metals in drinking water and development of heavy metal pollution index. **Journal of environmental science and health**. v. 31, p. 283 – 289, 1996.

MONDELLI, G. **Investigação geoambiental em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos utilizando a tecnologia do piezocone**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 264 p., 2004.

MONDELI, G.; GLACHETI, H.L.; HAMADA, J. Avaliação da contaminação no entorno de um aterro de resíduos sólidos urbanos com base em resultados de poços de monitoramento. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 21, p. 169 – 182, 2016.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca**. Tese de Doutorado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. 251 p., 2003.

MOR, S. *et al.* Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. **Environmental Monitoring and Assessment**. v.118, p. 435-456, 2006.

MORRIS, J. W. F.; M. A. BARLAZ. A performance-based system for the long-term management of municipal waste landfills. **Waste Management**. v. 31, p. 649-662, 2011.

MPRJ - MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2016. **O MPRJ e a erradicação dos lixões**. Disponível em: <http://iep.mprj.mp.br/documents/221399/221664/meio_ambiente.pdf> Acesso em: 10 Ago. 2016.

MS - MINISTRO DA SAÚDE. **Portaria n. 2. 914 de 12 de dezembro de 2001, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Disponível em: <<http://portalarquivos.saude.gov.br/images/pdf/2015/maio/25/Portaria-MS-no-2.914-12-12-2011.pdf>>. Acesso em: 28 out. 2016.

MULLER, G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. **Geojournal**. v. 2, p. 108-118, 1969.

MUNHOZ, S. I. S. **Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP: avaliação dos níveis de metais pesados**. Tese de Doutorado Universidade de São Paulo. 158 p., 2002.

NAGALLI, A. **Diagnóstico e avaliação dos impactos ambientais de aterros de disposição de resíduos no estado do Paraná – estudo de caso dos municípios de Jacarezinho e barra do Jacaré**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. 186 p., 2005.

NAIR, I. V. Trace metal quality of Meenachil River at Kottayam, Kerala (India) by principal componente analysis. **World Appl. Sci. J.** v.10, p. 1100-1107, 2010.

NASCIMENTO, D. **Estudo químico do solo e lixiviado do aterro controlado do Botuquara**. Dissertação de Mestrado em Química Aplicada. Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa/PR. 140 p., 2008

NAVEEN, B. P. *et al.* Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**. p. 1-12 in press, 2016.

NETTO PEREIRA NETTO, A. D.; SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. & ARBILLA, G., 2002. Polycyclic aromatic hydrocarbons in leachate from a municipal solid waste dump of Niterói city, RJ, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68:148-154.

NRIAGY, J. O.; PACYNA, J. M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. **Nature**. V.333, p. 134–139, 1988.

OGUNKUNLE, C.O. *et al.* Assessment of metallic pollution status of surface water and aquatic macrophytes of earthen dams in Ilorin, north-central of Nigeria as indicators of environmental health. **Journal of King Saud University**, 2015.

OLIVEIRA, L.F. **Toxicidade do chorume de aterro doméstico: avaliação por meio de biomarcadores em bivalves**. Dissertação. Pós-graduação em Ciências Biológicas. Universidade Estadual de Londrina. 111 p., 2012.

OLIVEIRA, L.; PASQUAL, A. **Monitoramento de Lixiviados de Aterro Sanitário**. CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Alegre, 2000. Anais. Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 521p. CD ROM. 2000.

OLIVEIRA, B.O.S. **Avaliação dos impactos ambientais do solo e da água na área de disposição final de resíduos sólidos urbanos em Humaitá-AM**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais. Universidade Federal do Amazonas – UFAM. 90 p., 2013.

ONU (2015) **Organização das Nações Unidas**. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>> Acesso em: 06 set. 2016.

OTTONI, V. A. **Simulação de fluxo vertical em aterro de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil, 176p., 2011.

PANDE, G.; SINHA, A.; AGRAWAL, S.; **impacts of leachate percolation on ground water quality: a case study of DHANBAD CITY**. Global NEST Journal, V. 17, p. 162-174. 2015.

PARK, S. *et al.* Variations of landfill leachate's properties in conjunction with the treatment process. **Environmental Technology**. v. 22, p. 639–645, 2001.

PATIL, N. S.; KUMAR, V.; BHASKARA, A. N. Solid Waste Management and Impact of Landfill Leachate on Groundwater in Hassan City, Karnataka. **International Journal of Engineering Research e Tecnhnology**. v. 3. p. 166 – 169. 2014.

PIVATO, A. **An overview of the fundamentals of risk assessment applied to the aftercare landfill impact**. Sardinia International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margeritha di Pula, Cagliari, Itália, 2003.

PLANSAB. **Plano Nacional de Saneamento Básico**. Brasília, MCIDADES. SNSA, 2013. Disponível em: <
http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/AECBF8E2/Plansab_Versao_Conseelho_s_Nacionais_020520131.pdf>. Acesso em 03 de nov. de 2016.

PRASAD, B.; KUMARI, S. Heavy metal pollution index of ground water of an abandoned open cast mine filled with fly ash: A case study. **Mine Water Environ.** v. 27, p. 265-267, 2008

PRASAD, B.; MONDAL, K. K. The impact of filling an abandoned opencast mine with fly ash on ground water quality: A case study. **Mine Water Environ.** v. 27, p. 40-45, 2008.

PUKKALA, E.; PÖNKÄ, A. Increased incidence of cancer and asthma in houses built on a former dump area. **Environ Health Persp.** v. 109, p. 1121-25, 2001.

QUEIROZ, L.M. *et al.* Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** v.16, p. 403-410, 2011.

RAFIZUL, I.; ALAMGIR; M; ISLAM; M. M. Evaluation of contamination potential of sanitary landfill lysimeter using leachate pollution index. **Sardinia 2011 – Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Itália, 2011.**

RAFIZUL, I.; HOWLADER M. K.; M. M ALAMGIR. Construction and evaluation of simulated pilot scale landfill lysimeter in Bangladesh. **Waste Management.** Vol.32, p. 2068-2079, 2012.

RAKOTONDRABE, F. Assessment of surface water quality of Bétaré-Oya gold mining area (East-Cameroon). **Journal of Water Resource and Protection.** v. 9, n. 8, 25 p., 2017.

REINHART, D. R., GROSH, C. J. Analysis of Florida MSW landfill leachate quality. **Florida Center for Solid and Hazardous Management**, Gainesville, FL, 1998.

REINHART, D. R.; T. G. TOWNSEND. **Landfill Bioreactor Design & Operation.** New York - Washington, D.C., CRC Press LLC, 1997.

REZA, R.; SINGH, G. Heavy metal contamination and its indexing approach for river water. **Int. J. Environ. Sci. Technol.** n. 7, p. 785-792, 2010.

RESENDE, A. V. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nutrientes.** 2004. Disponível em: <<http://www.drashirleydecampos.com.br/noticias/9159>>. Acesso em: 11 out. 2016.

RIGHI, J. A. **Estudo do comportamento de barreira capilar em aterros de resíduos.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil, 152 p., 2011.

RIGUETTI, P.F.; CARDOSO, C.A.L.; CAVALHEIRO, A.A.; LENZI, E. FIORUCCI, A.R.; SILVA, M.S. Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil. **Revista Ambiente e Água.** v. 10, Jan-Mar, p. 153-163, 2015.

ROBAZZI, M. L. C.; MORIYA, T. M.; FÁVERO, M.; PINTO, P. H. D. Algumas considerações sobre o trabalho dos coletores de lixo. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional.** v. 20, p. 34-40, 1992.

ROHLFS, D. B. **Aplicabilidade de metodologia de avaliação de risco à saúde humana em área de disposição de resíduos sólidos: Estudo de Caso do Aterro Sanitário de Cuiabá/MT.** Tese de Doutorado em Saúde Coletiva, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 224 p., 2016.

SANTOS, M. F. **Plano de Gestão do Aterro Controlado do Morro do Céu: instrumento de mudança.** Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 96 p., 2007.

SANTOS, A.A. **Qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá- MT.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso. Instituto de Física. Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental. 128 p., 2008

SCHARFF, H.; J. JACOBS; H. A. VAN DER SLOOT; A. VAN ZOMEREN. Inorganic waste landfill and final storage quality. **Sardinia 2007 - Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Itália, 2007.**

SCHARFF, H., A. VAN ZOMEREN AND H. A. VAN DER SLOOT. Landfill sustainability and aftercare completion criteria. **Waste Management & Research.** Vol.29, p. 30-40, 2011.

SCHULER, A. R. **Análise do comportamento de um aterro municipal de resíduos sólidos urbanos instrumentado.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-

Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ/COPPE, Rio de Janeiro, 152 p., 2010.

SCHUELER, A; MAHLER, C. F. **Composting made with Urban Solid Waste in Brazil**. Ninth International Waste Management and Landfill Symposim, S. Margherita di Pula, Cagliari, Itália, 2003.

SCHWARZENBACH, R.P.; EGLI, T.; HOFSTETTER, T.B.; GUNTEN, U.V.; WEHRLI, B. Global Water Pollution and Human Health. **Annu. Rev. Environ. Resour.** v.35, p. 09–36, 2010.

SEA (2013) - SECRETARIA DO ESTADO DO AMBIENTE, 2013. Disponível em: <www.rj.gov.br/web/sea>. Acesso em: 27 Out. 2015.

SHARIFI, Z.; SAYD, M. T.; HASSAINI, S. M. T.; RENELLA, G. Risk assessment for sediment and stream water polluted by heavy metals released by a municipal solid waste composting plant. **Journal of Geochemical Exploration**. v. 169, p. 202-210, 2016.

SHARMA, A. *et al.* Formulation of a landfill pollution potential index to compare pollution potential of uncontrolled landfills. **Waste Management and Research**. v. 26, p. 474-483, 2008.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling & Software**. v. 22, p. 464–475. 2007.

SHEYKHI, V.; MOORE, F. Geochemical Characterization of Kor River Water Quality. Fars Province, Southwest Iran. **Water Qual Expo Health**. v. 4, p. 25-38, 2012.

SHINZATO, M. P. **Mobilização de poluentes no maciço de resíduos de lixão desativado**. Tese de Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo. 196 p., 2014.

SILVA, S. A. **Geotêxteis como elementos redutores da capacidade poluente de chorume**. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. 134p., 2014.

SIMÕES, G. F. *et al.* Monitoramento Geotécnico de Aterros Sanitários – A experiência da central de tratamento de resíduos sólidos da BR-040 em Belo Horizonte – MG. 5 Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. Porto Alegre, 2003.

SISINNO, C. L. S. **Destino dos resíduos sólidos urbanos e industriais no Estado do Rio de Janeiro: avaliação da toxicidade dos resíduos e suas implicações para o meio ambiente e para a saúde humana**. Tese de Doutorado, Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 102 p., 1995.

SISSINO, C. L. S.; MOREIRA, J.C. **Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil**. Cadernos de Saúde Pública, v. 12, n. 4, outubro/dezembro, 1996.

SIZIRICI, B. **Risk Based Post Closure Care Analysis for Florida Landfills**. College of Engineering and Computing. Miami, Florida International University. PhD, 157 p., 2009.

SIZIRICI, B.; TANSEL, B.; KUMAR, V. Parametric fate and transport profiling for selective groundwater monitoring at closed landfills: a case study. **Waste Management**. v.38, p. 263-270, 2015.

SIZIRICI, B., B. TANSEL; V. KUMAR. Knowledge based ranking algorithm for comparative assessment of post-closure care needs of closed landfills. **Waste Management**, v.31, p. 1232-1238, 2011.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Belo Horizonte, 2007.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal pro processo de arraste com ar (“stripping”)**. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Carlos, 371 p., 2009.

STARK, T. D. *et al.* Municipal solid waste failure. II: Stability analisys. **Journal and Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**. v. 126, p. 408-419, 2000.

STATSOFT, INC. Statistica (data analysis software system), version 7. 2007. <www.statsoft.com>.

STEGMANN, R. *et al.* **Discussion of criteria for the completion of landfill aftercare**. Sardinia International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margeritha di Pula, Cagliari, Itália, 2006.

STEINNES, E.; NJASTAD, O. Enrichment of metals in the organic surfasse layer of natural soil: identification of contributions from diferente sources. *Analyst*. v. 210, p. 1479-1483, 1995.

SUFLITA *et al.* The world's largest landfill. **Environ. Sci, Technol.** V. 26, p. 1486-1495, 1992.

TAMASI, G.; CINI, R. Heavy Metals in Drinking Waters from Mount Amiata. Possible Risks from Arsenic for Public Health in the Province of Siena. **Science of the Total Environment**, v. 327, p. 41-51, 2004.

TANDEL, R.Y. **Contribuição ao Estudo da Poluição Provocada no Aquífero Freático e no Solo pelo Aterro Controlado da Cidade de Rio Claro, SP** Tese de Doutorado em Geociências. Universidade de São Paulo. 143 p., 1998.

TEIXEIRA, Gisele Pereira et al. Considerações sobre a remediação e monitoramento geotécnico e ambiental do lixão de Salvaterra – Juiz de Fora / MG. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, 2007. Disponível em: . Acesso em: 12 abr. 2011.

TRANKLER, J. *et al.* Influence of tropical seasonal variations on landfill leachate characteristics-Results from lysimeter studies. **Journal of Waste Management**, v. 25, p. 1013-1020, 2005.

TUME, P. *et al.* Spatial distribution of **potentially harmful** elements in urban soils, city of Talcahuano, **Journal of Geochemical Exploration**, 12 p., 2016.

UMAR, M.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S. Variability of Parameters Involved in Leachate Pollution Index and Determination of LPI from Four Landfills in Malaysia. **International Journal of Chemical Engineering**, p. 6, 2010.

VAN CAMP *et al.* **Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection**. EUR 21319 EN/1, 872p. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg, 2004.

VELLOSO, M. P. **Processo de Trabalho da Coleta de Lixo Domiciliar da Cidade do Rio de Janeiro: Percepção e Vivência dos Trabalhadores**. Dissertação de Mestrado Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 123 p., 1995.

VAN VOSSSEN, W. **Sustainable landfilling in the Netherlands: Developments, methodologies and experiences: Österreichische Wasser und Abfallwirtschaft**, v. 62, p. 141–148, 2010.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA, Universidade Federal de Minas Gerais. v.1, 3ª edição, 452 p., 2008.

VRIJHEID, M. Health effects of residence near hazardous waste landfill sites: a review of epidemiologic literature. **Environ Health Perspect.** v.108, p. 101–112, 2000.

WANG, *et al.* Long-term heavy metal pollution and mortality in a Chinese population: an ecologic study. **Biological Trace Element Research.** p. 1-18, 2010.

WUANA, A. R.; OKIEIMEN, F. E. Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. International Scholarly Research Network (ISRN) **Ecology.** v.1, p. 1-20, 2011.

YÜDEL, Y.; DEMIR, C. Principal component analysis and cluster analysis for the characterization of marbles by capillary electrophoresis. **Talanta,** v.63, p. 451-569. 2004.

ZAKHEM, B. A.; HAFEZ, R. Heavy metal pollution index for groundwater quality assessment in Damascus Oasis. **Syria. Environ. Earth. Sci,** 2014.

ZANELLO, SONIA. **Caracterização mineralógica e avaliação dos teores de Cr, Ni, Cu, Zn E Pb dos solos do entorno do aterro sanitário da Caximba em Curitiba (PR).** Dissertação de Mestrado em Ciências do Solo. Universidade Federal do Paraná. 90 p., 2006.

ZANON, T.V.B. **Avaliação da contaminação de um solo laterítico por lixiviado de aterro sanitário através de ensaios de laboratório e análise de dados de campo.** Dissertação. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade de São Paulo 117 p., 2013.

ZEPEDA, F. **El Manejo de Residuos Solidos Municipales Em America Latina y El Caribe.** Washington, DC: Organización Panamericana de La Salud. 1995.